

Vegetationsökologische Untersuchungen zum Management und zur Restitution von Feuchtgrünland



TECHNISCHE
UNIVERSITÄT
DARMSTADT

Vom Fachbereich Biologie der Technischen Universität Darmstadt

zur

Erlangung des akademischen Grades

eines Doctor rerum naturalium

genehmigte Dissertation

von

Dipl.-Biol. Marcus Fritsch

aus Weilburg an der Lahn

Referentin: Prof. Dr. Angelika Schwabe-Kratochwil

Koreferent: Prof. Dr. Nico Blüthgen

Tag der Einreichung: 20.02.2012

Tag der mündlichen Prüfung: 20.04.2012

Darmstadt 2012

D 17



Veröffentlichungen aus der vorliegenden Dissertation

- FRITSCH, M., DROBNIK, J., STORM, C. & SCHWABE, A. (2011): Etablierung von Zielarten des *Cirsio-Molinietum* nach Bodenabtrag im Bereich von entwässerten Altneckar-Schlingen (Hessen). – *Tuexenia* 31:127-151.
- FRITSCH, M. (2011): Restitution im Hessischen Ried: Inokulation mit Mahdgut bzw. Rechgut des Knollendistel-Pfeifengrassrasens (*Cirsio tuberosi-Molinietum arundinaceae*). – In: SÜSS, K., STORM, C. & SCHWABE, A. (2011): Ried und Sand: Biotopverbund und Restitution durch extensive Landbewirtschaftung. – Münster (Landwirtschaftsverlag). – Naturschutz und Biologische Vielfalt, 110: 235-260.
- FRITSCH, M., & STORM, C. (2011): Entwicklung der Ried-Flächen im E+E-Vorhaben „Ried und Sand“: Vegetation und ausgewählte Tiergruppen. – In: SÜSS, K., STORM, C. & SCHWABE, A. (2011): Ried und Sand: Biotopverbund und Restitution durch extensive Landbewirtschaftung. – Münster (Landwirtschaftsverlag). – Naturschutz und Biologische Vielfalt, 110: 87-136.

In Bearbeitung

- FRITSCH, M., KURSCH-METZ, T., STORM, C. & SCHWABE, A. Restoration success in former fen sites after topsoil removal and inoculation of *Cirsio-Molinietum*.
- EICHBERG, C., SÜSS, K., FRITSCH, M., BAUER, A., STORM, C. & SCHWABE, A. Patterns of phytodiversity and forage quality in a dry to moist grassland grazing system: how to combine nature conservation and livestock nutrition?

Kongress-Abstract

- FRITSCH, M., DROBNIK, J., STORM, C. & SCHWABE, A. (2010): Restoration of species-rich wetland by topsoil removal and seed transfer. 7th European Conference on Ecological Restoration of the Society for Ecological Restoration (SER). Ecological restoration and sustainable development. Establishing links across frontiers. Avignon (France): 172-173.

Inhalt

1. Allgemeine Einführung	1
2. Untersuchungsgebiet	7
2.1. Einleitung	7
2.2. Naturräumliche Lage	7
2.3. Klima und Witterung	8
2.4. Geologie und Böden	8
2.5. Hydrologie	9
2.6. Lage und Beschreibung der einzelnen Untersuchungsflächen	11
3. Analyse der Entwicklung bzw. des Status quo der Ried-Flächen: vegetationsökologische und standörtliche Untersuchungen	16
3.1. Einleitung	16
3.2. Material und Methoden	17
3.2.1. Untersuchungsflächen und Maßnahmen	17
3.2.2. Bodenwassergehalte	19
3.2.3. Vegetationsaufnahmen	19
3.2.4. Datenanalyse	19
3.3. Ergebnisse	20
3.3.1. Bodenwassergehalte	20
3.3.2. Überblick Vegetation	24
3.3.3. Entwicklung der Einzelflächen	28
3.4. Diskussion	43
4. Aspekte der Tierernährung auf Grünlandflächen im Hessischen Ried als Teil eines Ried-Sand-Beweidungssystems	46
4.1. Einführung	46
4.2. Material und Methoden	49
4.2.1. Untersuchungsgebiete	49
4.2.2. Untersuchungsdesign	49
4.2.3. Vegetationsaufnahmen	50
4.2.4. Phytomasseproduktion und Inhaltsstoffe	51
4.2.5. Datenanalyse	51
4.3. Ergebnisse	52
4.3.1. Vegetationsparameter	52
4.4. Diskussion	59
5. Etablierung von Zielarten des <i>Cirsio tuberosi</i> - <i>Molinietum</i> nach Bodenabtrag im Bereich von entwässerten Altneckar-Schlingen	65
5.1. Einführung	65
5.2. Untersuchungsgebiet	67
5.3. Methoden	67
5.3.1. Untersuchungsdesign	68

5.3.2.	Bodenuntersuchungen	68
5.3.3.	Applikation und Dokumentation der Pflanzen/Vegetation	70
5.3.4.	Abundanzaufnahmen und Vitalitätsmessungen	70
5.3.5.	Vegetationsaufnahmen	71
5.3.6.	Etablierung von Zielarten nach endozoochorer Ausbreitung	71
5.3.7.	Untersuchung der Diasporenbank	71
5.3.8.	Datenanalyse	72
5.4.	Ergebnisse	72
5.4.1.	Bodenverhältnisse	72
5.4.2.	Direkte Applikation von Zielarten bei 10 cm Abschiebetiefe (Fläche a)	73
5.4.3.	Direkte Applikation von Zielarten im Bodentiefe-Gradienten (Fläche b)	73
5.4.4.	Vegetationsentwicklung (Fläche b)	82
5.4.5.	Diasporenbank (Fläche b)	84
5.4.6.	Etablierung von Zielarten nach endozoochorer Ausbreitung (Fläche a)	85
5.5.	Diskussion	85
6.	Restitution im Hessischen Ried: Inokulation mit Mahdgut bzw. Rechgut des Knollenkratzdistel-Pfeifengrassrasens (<i>Cirsio tuberosi</i> - <i>Molinietum arundinaceae</i>)	88
6.1.	Einführung	88
6.2.	Material und Methoden	90
6.2.1.	Untersuchungsgebiete	90
6.2.2.	Untersuchungsdesign	90
6.2.3.	Bodenuntersuchungen	90
6.2.4.	Inokulation	92
6.2.5.	Diasporengehalt	92
6.2.6.	Vegetationsaufnahmen	93
6.2.7.	Datenanalyse	93
6.3.	Ergebnisse	94
6.3.1.	Bodenverhältnisse	94
6.3.2.	Vegetation des Leitbildes (Mönchbruch) und der Fläche „Blechlose“	96
6.3.3.	Vegetationsentwicklung der Untersuchungsflächen	96
6.3.4.	Ordination der Untersuchungsflächen und Vergleichsflächen	107
6.4.	Diskussion	107
7.	Abschlussdiskussion	111
8.	Zusammenfassung	116
9.	Summary	119
10. ...	Literatur	122
	Danksagung	137
	Lebenslauf	138

1. Allgemeine Einführung

Das landwirtschaftlich genutzte Grünland entwickelte sich unter der Bewirtschaftung des Menschen über viele Jahrhunderte bzw. einige Jahrtausende (DIERSCHKE & BRIEMLE 2008, PÄRTEL et al. 2005) und unterlag während dieser Zeit vielen Veränderungen. Wurden früher neben Heugewinnung und Weidenutzung auch hierfür weniger geeignete Flächen (z. B. solche mit wechselfeuchtem bis nassem Wasserregime) als Streuwiesen genutzt (ABT 1991) und waren Grünlandbestände größtenteils aufgrund mäßiger oder fehlender Düngung nährstofflimitiert, so erfuhr die Grünlandbewirtschaftung besonders im letzten Jahrhundert durch den Einsatz von Mineraldüngern und Meliorationen große Veränderungen (HALADA et al. 2011, PRACH 2008). Verstärkter Ackerbau nach dem zweiten Weltkrieg und eine Intensivierung der restlichen Grünlandflächen durch hohen Düngereinsatz sowie gründliche Meliorationen (DIERSCHKE & BRIEMLE 2008) mit immer produktiveren Pflanzengesellschaften führten zu einem Schwund des Extensivgrünlands, welches die traditionelle Kulturlandschaft widerspiegelt. Dieses Extensivgrünland beherbergt eine Vielzahl an Pflanzengesellschaften, welche je nach ökologischen Standortfaktoren wie Höhenstufe, Wasserhaushalt etc. vorzufinden sind. Der verminderten Produktivität steht meist eine hohe Artenvielfalt gegenüber, die nach GRACE (1999) auf Faktoren wie z. B. Störung und räumliche Heterogenität zurückzuführen ist. Es stellt ein besonderes Anliegen dar, die bestehenden Bestände extensiven Grünlands zu schützen sowie möglichst neue zu schaffen und Fragmentierungen entgegenzuwirken. Neben diesen floristischen sind auch noch weitere Aspekte zu berücksichtigen, so kann z. B. durch extensive Beweidung die faunistische Diversität von z. B. Heuschrecken und Schmetterlingen erhöht werden (WALLIS DE VRIES et al. 2007) sowie eine ästhetisch hochwertige Landschaft mit Erholungswert für den Menschen geschaffen werden (WARDA & ROGALSKI 2004). Bei der Restitution ist neben den geeigneten Standortfaktoren auch ein angepasstes Management zu berücksichtigen.

Innerhalb der verschiedenen Grünlandtypen sind besonders viele Pflanzengesellschaften des Feuchtgrünlands (Molinietalia) als schwindend und gefährdet einzustufen, da auf ihren Standorten mit ungünstigem hydrologischen Regime (wechselfeucht bis nass) besonders in der zweiten Hälfte des vergangenen Jahrhunderts ein Landschaftswandel durch Meliorationsmaßnahmen sowie Nährstoffanreicherungen eintrat (TREWEEK et al. 1997, ROSENTHAL et al. 1998, PRACH 2008).

Diversität versus Produktivität und Nährstoffverfügbarkeit

Für die Diversität von Pflanzengesellschaften wurde in Studien von GRIME (1973, 1979) sowie AL MUFTI et al. (1977) die Funktion einer „hump-shaped“- Beziehung zu deren Produktivität angenommen. Nachfolgend untersuchten zahlreiche Studien diesen Zusammenhang, welche unterschiedliche Produktivität-Diversitäts-Beziehungen z. B. auch positiv/negativ lineare Beziehungen belegten (WAIDE et al. 1999, MITTELBACH et al. 2001, ZHANG et al. 2011). Für eine Beantwortung der Frage, welcher Zusammenhang im konkreten System vorherrscht, ist auch die untersuchte Flächengröße von Bedeutung sowie eine Kombination verschiedener Faktoren wie z. B. Gesellschaftstyp, Habitatgröße und Management-Geschichte (CHALCRAFT et al. 2009).

Experimentelle Untersuchungen mit künstlichen bzw. manipulierten Grünlandgesellschaften belegten eine Steigerung der Produktivität durch Artenreichtum bzw. einen positiven

Zusammenhang von Diversität und Produktivität (Hector et al. 1999, Marquard et al. 2009), was durch Effekte positiver Arteninteraktion sowie Artenkomplementarität (HOOPER et al. 2005, SPEHN et al. 2005) erreicht wird. Dagegen führte eine Steigerung der Produktivität zu einer Abnahme der Diversität in einer Studie von Tilman (1993).

Die Frage nach einer vorherrschenden Produktivität-Diversitäts-Beziehung kann wohl nicht generell beantwortet werden und in verschiedenen Systemen können auch verschiedene Diversitäts-Produktivitäts-Beziehungen auftreten.

Wichtige Aspekte für den Artenreichtum scheinen der vorhandene Artenpool und die Arteninteraktion zu sein, allerdings in Abhängigkeit von der jeweiligen Produktivität bzw. Störungsintensität. Auf moderat produktiven Standorten kann der potenzielle Artenpool für den Artenreichtum entscheidend sein, während offenbar bei Anstieg der Bodenfruchtbarkeit und Reduktion der Störungsintensität die Intensität der Arteninteraktionen (z. B. Konkurrenz) den Artenreichtum bedingt (DICKSON & FOSTER 2008). Zu ähnlichen Ergebnissen kam eine Studie von HOUSEMAN & GROSS (2006), in der abiotische Filterung in schwach produktiven, und biotisch-kompetitive Filterung in hoch produktiven Beständen zu einer unimodalen Verteilung führte.

Im Bereich der Grünlandvegetation ist eine geringe Nährstoffverfügbarkeit oft für eine artenreiche Vegetation von Bedeutung (JANSSENS et al. 1998, BAKKER & BERENDSE 1999, VERHOEVEN et al. 1996, VAN DUREN & PEGTEL 2000), was mit einem generell positiv linearen Anstieg von Diversität und Produktivität nicht vereinbar scheint. Die Limitierung von Nährstoffen generiert produktionsarme Bedingungen in denen konkurrenzstarke, dominanzbildende, hochwüchsige Arten nicht vorherrschen und stresstolerantere meso- bis oligotrophente Arten profitieren. Neben Stickstoff- ist besonders Phosphorlimitierung hierfür entscheidend (OLDE VENTERINK et al. 2003, WASSEN et al. 2005), aber auch Kaliumlimitierung wurde nachgewiesen (CRITCHLEY et al. 2002, LOEB et al. 2009, VAN DE RIET et al. 2010). Der Nachweis einer Stickstoff- bzw. Phosphorlimitierung erfolgt am besten durch die Analyse des N/P-Verhältnis der Phytomasse der jeweiligen Vegetation (KOERSELMAN & MEULEMAN 1996, GÜSEWELL & KOERSELMAN 2002, TESSIER & RAYNAL 2003, GÜSEWELL 2004), da somit die tatsächliche Verfügbarkeit und Aufnahme der Nährstoffe festgestellt werden kann. Hohe Nährstoffgehalte im Boden, oft als Folge intensiver Landwirtschaft mit häufiger Düngung können im Grünland neben anderen Faktoren (wie z. B. Samenlimitation aufgrund von Fragmentierung) produktive aber artenarme Vegetation bedingen. Die Verarmung der Vegetation als Folge der intensiveren Landnutzung kann sich schließlich durch ihre Vernetzung auch negativ auf zoologische Taxa wie z. B. Vertreter aus der Gilde der Blütenbesucher auswirken (WEINER et al. 2011).

Restitution

Zum generellen Erhalt artenreicher Grünlandvegetation, welche durch verschiedene Faktoren wie z. B. Intensivierung der Bewirtschaftung, Fragmentierung (KRAUSE et al. 2011) etc. bedroht ist, sind umfangreiche Restitutionsvorhaben notwendig. Die Restitution umfasst verschiedene biotische sowie abiotische Maßnahmen, welche je nach Bedarf und Möglichkeit angewandt werden, und soll die Wiederherstellung eines geeigneten Standortes für eine Zielgesellschaft und deren nachfolgende Etablierung gewährleisten. Besonders die Verringerung der Nährstoffversorgung sowie die Überwindung der Samenlimitierung an Zielarten sind im Fokus vieler Restitutionsmaßnahmen (KIEHL et al. 2010, TÖRÖK et al.

2011). Als vielversprechende Maßnahmen zur Verringerung der Nährstoffgehalte des Bodens gelten der Oberbodenabtrag (TALLOWIN & SMITH 2001, ALLISON & AUSDEN 2004, KLIMKOWSKA et al. 2007), und zur Überwindung der Samenlimitierung bzw. Inokulation von Zielarten kann in Kombination mit einem Abtrag des Oberbodens der Transfer von Pflanzenmaterial dienen (PATZELT et al. 2001, HÖLZEL & OTTE 2003, RASRAN et al. 2007). Alle Maßnahmen, die durchgeführt werden, sollten hinsichtlich einer dauerhaften oder kurzfristigen Veränderung des Standortes und somit deren Auswirkungen auf die Etablierung der gewünschten Zielvegetation untersucht werden. So kann beispielsweise ein Oberbodenabtrag nicht nur zu einer Verringerung der Nährstoffversorgung führen, sondern durch Absenkung der Geländeoberfläche das Wasserregime verändern und z. B. einen relativen Anstieg des Grundwasserspiegels bewirken bzw. zu Überstauungsereignissen führen (JANSSEN & ROELOFS 1996). Die angestrebte Zielvegetation muss somit diese neuen Standortsbedingungen tolerieren bzw. an sie angepasst sein. Die Auswahl der Zielgesellschaft ist daher bei Restitutionsprojekten von großer Bedeutung (ROSENTHAL 2000) sowie die Kenntnis der zu erwartenden Standortsbedingungen.

Management

Das Management von Grünlandflächen ist Grundlage des Bestehens von Grünland und daher entscheidend sowohl für die vorzufindende Vegetation sowie für den Erfolg von Restitutionsprojekten durch die Reduktion von Phytomasse und Streu (DIEMER et al. 2001, BONANOMI et al. 2006, BILLETER et al. 2007). Zwei verschiedene Haupttypen des Grünlands können über das Management definiert werden: Wiesen und Weiden bzw. Zwischenformen (Mähweiden). Dieser Unterschied spiegelt sich auch in der vorzufindenden Vegetation wider, da je nach Pflanzenart eine Toleranz bzw. Anpassung für die jeweilige Nutzungsart vorliegen kann (DIAZ et al. 2007). Es kommen bei Beweidung oftmals Weideunkräuter vor, welche ungenutzt oder gar nicht gefressen werden, und nach Intensität der Beweidung abnehmen können. Die Intensität der Beweidung wird nach den eingesetzten Tieren pro Fläche im Jahr bemessen. Die verschiedenen Beweidungstypen spiegeln diese Intensität wider, so gelten Triftweiden als extensiv mit hohem selektivem Fraß, Standweiden mit eingezäunten Weideflächen, welche leicht bis mäßig gedüngt werden, als intensiver und schließlich Umtriebs- und Portionsweiden als intensivste Form (DIERSCHKE & BRIEMLE 2008). Je nach Anstieg der Intensität nehmen gewöhnlich die Varianz der Struktur sowie die Artenvielfalt ab, daher kann extensive Beweidung unter Berücksichtigung der standörtlichen Bedingungen hohe Biodiversität erzeugen bzw. erhalten (METERA et al. 2010). Pflanzenarten, die auf Weiden vorkommen, tolerieren in einem bestimmten Maße die Wirkung der Beweidung, d. h. Fraß und Tritt (z. B. für Graminoide bei STRIKER et al. 2011), oder besitzen Anpassungen an die vorherrschenden Bedingungen. Die Fraßeinwirkungen sind auch je nach Tierart verschieden. Der Tritt der Tiere verletzt direkt die Pflanzen, führt aber auch zu einer Verdichtung des Oberbodens (MIKOLA et al. 2009) mit Auswirkungen auf das Porengefüge und somit den Wasser- bzw. Gashaushalt des Bodens, was sich wiederum auf die Vegetation auswirkt. Im Fall von Wiesen wird das Management durch regelmäßiges Mähen gewährleistet, und je nach Intensität können ein bis vielzählige Schnitte durchgeführt werden. Die Produktivität der Wiesen, welche durch Düngung und Meliorationsmaßnahmen verbessert werden kann, bestimmt, wie viele Schnitte durchgeführt werden können. Ebenso wie Beweidung wirkt sich auch die Mahd auf die vorzufindende Vegetation aus, allerdings

auf alle Pflanzenarten gleichmäßig. Je nach Schnitthöhe und –folge verändern sich die Konkurrenzvorteile verschiedener Arten. Die Konkurrenzvorteile von Obergräsern und Kräutern verschieben sich zu niedrigwüchsigen, bodenblattreichen Arten bei Anstieg der Schnittfolge. Auch der Mahdtermin, welcher die Entwicklungsperioden des Bestandes bestimmt, ist wichtig für die vorzufindenden Pflanzenarten. Neben Futterwiesen, welche neben den trophischen Unterschieden (Mager- versus Fettwiese) auch in ihrer hydrologischen Ausprägung verschieden sein können, kommen heutzutage selten und mit abnehmender Tendenz noch Streuwiesen vor, welche früher die Streu für Tierställe lieferten und meist nur einen einmaligen späten Mahdtermin besaßen. Durch den Verzicht auf Düngung sowie die Durchführung des späten Mahdtermins können auf Streuwiesen artenreiche Bestände bestehen, vornehmlich auf basenreichen Standorten (BURKART et al. 2004).

Zur kostengünstigen Pflege von Grünlandfläche kann die Durchführung des Mulchens dienen. Hierbei wird die Fläche gemäht, das Mahdgut gleichzeitig zerkleinert und zum Verrotten auf der Fläche belassen. Das Mulchen verhindert das Aufkommen von Hochstauden und Gehölzen schnell und effizient und kann Brachstellen in typische Grünlandstadien zurückführen, meist mit einem positiven Effekt auf die Artenvielfalt (GAISLER et al. 2004).

Fragestellungen und Ziele der Promotionsarbeit

Die vorliegende Promotionsarbeit befasst sich mit der Restitution von wechselfeuchtem bis nassem Grünland und untersucht hierzu die vorherrschenden standörtlichen Bedingungen und floristische Auswirkungen des angewandten Managements. Weiter werden Auswirkungen auf die Ernährung der Weidetiere beim langfristigen Management der Grünlandflächen durch die Eingliederung in ein Beweidungssystem und mögliche Restitutionsmaßnahmen zur Etablierung einer Zielvegetation geprüft. Im Rahmen des E + E -Vorhabens „Ried und Sand: Biotopverbund und Restitution durch extensive Landbewirtschaftung“ (SÜSS et al. 2011c) konnten auf verschiedenen Grünlandflächen im Gebiet der ehemaligen Altneckarschlingen des Hessischen Rieds Untersuchungen durchgeführt werden, welche die großflächige Entwicklung und Restitution von Extensivgrünland durch Beweidung sowie möglicher kleinflächiger Restitutionsmaßnahmen zum Ziel hatten. Daneben soll die Beweidung der Riedflächen eine ausreichende Ernährung der Weidetiere im Weideverbund des E+E-Projektes durch Kompensation zum produktionsschwachen Sandsystem sicherstellen. Das folgende graphische Schema fasst das Grundkonzept der Arbeit zusammen:

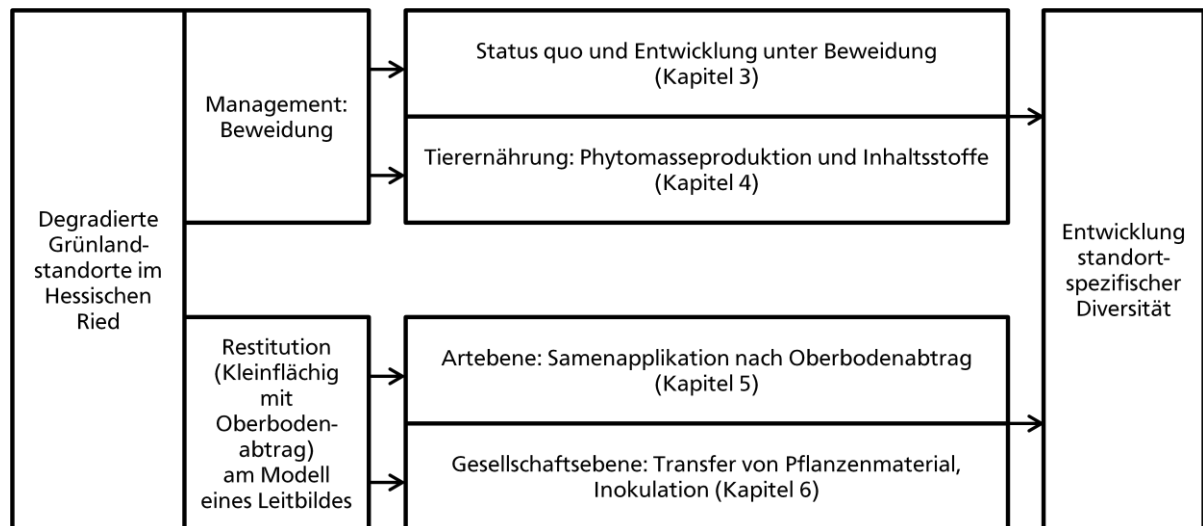


Abb. 1.1: Konzeptschema der Promotionsarbeit

Die Untersuchungen zur Entwicklung der extensiv bewirtschafteten Grünlandflächen sowie den Voraussetzungen für die Restitution einer artenreichen Zielvegetation auf den artenarmen Grünlandflächen des Hessischen Rieds begannen mit der vegetationsökologischen bzw. standörtlichen Analyse der Untersuchungsgebiete (**Kapitel 3**). Die Untersuchung der Grünlandbestände sollte neben Artenvielfalt und Komposition der verschiedenen Grünlandflächen auch wichtige Gradienten wie Nährstoffverfügbarkeit oder Wasserregime feststellen und den Status quo der Untersuchungsgebiete bzw. deren Entwicklung skizzieren. Für die Entwicklung der Flächen stehen hierbei das Management (großflächige Beweidung durch Schafe oder Rinder) mit den floristischen Auswirkungen der Beweidung sowie erste experimentelle, kleinflächige Restitutionsmaßnahmen durch Heuinokulation im Fokus. Neben einer Analyse vieler Riedflächen über einen kurzen Zeitraum, konnte auf Standardflächen, welche die verschiedenen Grünlandtypen repräsentieren, die Entwicklung unter dem angewandten Management über max. 7 Jahre dokumentiert werden. Das Verständnis der standörtlichen Bedingungen sowie der Entwicklung der Vegetation unter dem gegebenen Management und durchgeführten Maßnahmen stellt die Voraussetzung für die Wahl weiterer geeigneter Maßnahmen sowie einer geeigneten Zielvegetation für eine mögliche Restitution dar. Aus diesem Grund wurde zusätzlich das Leitbild eines *Cirsio-Molinietum* als Zielvegetation zur Analyse hinzugefügt, da es als gut zu etablierende, gefährdete Pflanzengesellschaft eingeschätzt wurde und geeignete Bedingungen nach den möglichen Restitutionsmaßnahmen vorfinden sollte.

Der Aspekt der Tierernährung (besonders Schafe) als Teil des Managements der extensiven Bewirtschaftung der Grünlandflächen wurde in **Kapitel 4** untersucht. In diesem Zusammenhang wurde auch das Leitbild, welches nach einer möglichen Restitution im Flächenverbund auftreten würde, sowie die Frage der Kompensationsleistung der Riedflächen im Verbund mit den produktionschwachen Sandtrockenrasen analysiert. Die Analyse der Phytomasseproduktion in Verbindung mit den vorhandenen Energiegehalten bzw. Gehalten verschiedener Inhaltsstoffe (z. B. Stickstoff) der Grünlandvegetation soll Auskunft geben, ob eine ausreichende Tierernährung in einem extensiven Beweidungsmanagement gewährleistet werden kann. Durch die zusätzliche Analyse der Zielgesellschaft bezüglich der Futterqualität kann hinsichtlich einer möglichen Restitution in den Riedgebieten eine Aussage getroffen werden. Auch soll der kompensatorische Effekt der produktiveren Grünlandflächen auf die Ernährung der Weidetiere im Rahmen des

Beweidungsregimes hinsichtlich der Kombination mit schwachproduktiven aber artenreichen Sandstandorten berücksichtigt werden.

Nach der Analyse des Status quo der verschiedenen Grünlandbestände und ökologischen Gradienten wurde auf einer dem Leitbild ähnlichen Grünlandfläche eine Pilotstudie für kommende Restitutionsvorhaben bzw. -maßnahmen durchgeführt (**Kapitel 5**). Um die Effekte des Oberbodenabtrags zur Verringerung der Nährstoffgehalte und die Auswirkungen auf die Zielvegetation sowie deren Etablierungschancen bzw. Eignung als Zielvegetation in Abhängigkeit zur Abtragstiefe zu überprüfen, wurden in verschiedenen Abtragstiefen mittels direkter Samenapplikation die Etablierungschancen sowie Vitalität von charakteristischen Zielarten untersucht. Diese kleinflächig, experimentell gewonnenen Daten können nachfolgend bei großflächigen Restitutionsansätzen berücksichtigt werden, neben der Erkenntnis der generellen Eignung des Oberbodenabtrags als Restitutionsmethode und positiven Etablierung der Zielarten.

Der Ansatz einer Restitution eines *Cirsio-Molinietum* auf Gesellschaftsebene sowie die Untersuchung von Methoden zur Überwindung der Samenlimitierung von Zielarten in Form des Transfers von frischem Mahdgut bzw. Rechgut eines Leitbilds stand im Fokus des Experiments in **Kapitel 6**. Nach zuvor erfolgtem Oberbodenabtrag, welcher auf den Ergebnissen der Pilotstudie beruhte, sollte das Potenzial der beiden Inokulationsmaterialien bzw. der Erfolg einer Etablierung der Zielgesellschaft untersucht werden. Während die Inokulation mit frischem Mahdgut zwar in anderen Studien (s. o.) schon Mittelpunkt verschiedener Experimente war, konnten nun erste Erfahrungen im Bereich der Altneckarschlingen des Hessischen Rieds und der dortigen Etablierung einer Zielgesellschaft gesammelt werden. Das Verfahren des Transfers von Rechgut ist eine neuere Methode und wurde noch nicht oft untersucht (STROH et al. 2007, EICHBERG et al. 2010). Es stellt eine wahrscheinlich wichtige Möglichkeit dar, da z. B. die Durchführung bezüglich der Materialgewinnung (geringe Menge, Unabhängigkeit zum Mahdzeitpunkt) einfach ist.

Insgesamt soll und kann die Restitution von artenreichem Feuchtgrünland im Hessischen Ried nur kleinflächig vorgenommen werden. Im Verbund mit produktiveren Tierernährungsflächen können Restitutionsflächen Diversitäts-„Hot-Spots“ bilden und über das Beweidungsmanagement vernetzt werden.

2. Untersuchungsgebiet

2.1. Einleitung

Das Untersuchungsgebiet liegt größtenteils in der nördlichen Oberrheinebene zwischen Griesheim bei Darmstadt im Norden und Alsbach-Hähnlein im Süden. Fast alle Untersuchungsflächen sind Teil des Hessischen Rieds, welches durch die ehemaligen Altneckarschlingen und Auen charakterisiert wird. Einzige Ausnahme stellt die Leitbildfläche eines Cirsio-Molinietum dar, welche sich im NSG „Mönchbruch“ bei Mörfelden und somit im Rhein-Main-Tiefland befindet.

Die Grünlandflächen mit Ausnahme des Leitbilds gehören zum Projektgebiet des E&E-Vorhabens „Ried und Sand“ und sind artenarme und aufgrund der vorherigen intensiven landwirtschaftlichen Nutzung und der Zersiedlung des Rhein-Main-Ballungsraums teilweise fragmentiert liegende Grünlandbestände. Die Flächen entlang des ehemaligen Flussbetts des Altneckars, welcher bis vor ca. 2000 Jahren von Süden zwischen Odenwald und Rhein mäandrierte und bei Trebur in den Rhein mündete (z. B. GROSSE-BRAUCKMANN 1990), sind floristisch kaum von naturschutzfachlichen Wert, allerdings z. T. bedeutende Vogelschutzgebiete (FRITSCH & STORM 2011). Im Rahmen des E&E-Vorhabens sollte, neben der kompensatorischen Ernährungsfunktion für die Schafherde im Weideverbund mit floristisch hochwertigen Sandrasen, auch punktuell eine floristische Verbesserung durch Restitutionsmaßnahmen erzielt werden.

Als Leitbild für die Restitution dient eine extensiv bewirtschaftete Grünlandfläche im NSG „Mönchbruch“, welches südlich an den Frankfurter Flughafen angrenzt und mit 937 ha das zweitgrößte Naturschutzgebiet Hessens ist. Extensiv bewirtschaftete Wiesen und totholzreiche Bruchwälder bilden einen großräumigen Lebensraum für bedrohte Pflanzen- sowie Tierarten.

2.2. Naturräumliche Lage

Die Untersuchungsflächen im hessischen Ried liegen in der Hessischen Rheinebene des nördlichen Oberrheintieflandes und gehören dem nördlichen und mittleren Neckarried an. Im Süden schließt das südliche Neckarried an, während im Westen die obere Rheinniederung und im Osten Flugsandgebiete das Gebiet begrenzen. Im Norden setzt die Untermainebene, welche zur Niederungslandschaft des Rhein-Main-Tieflandes mit ehemaligen Flussläufen und Überschwemmungsgebieten des Mains zählt, die Oberrheinebene fort. Dort befindet sich das NSG „Mönchbruch“ mit der extensiv bewirtschafteten Leitbildfläche.

Die Landschaft des Hessischen Rieds ist durch eine hohe landwirtschaftliche Nutzung mit meist Ackerwirtschaft geprägt. Dazwischen können Fragmente von Feuchtstandorten wie Röhrichten und Erlenbruchbeständen (z. B. Pfungstädter Moor) auftreten.

Die untersuchten wechselfeuchten Grünlandflächen des E&E-Projektes wurden einschürig im Sommer gemäht und im Herbst mit Schafen beweidet, außerdem erfolgte auf vielen Flächen eine Beweidung im Frühjahr. Dagegen fand auf den nasseren Flächen keine Mahd bzw. Schafbeweidung sondern Rinderbeweidung statt.

2.3. Klima und Witterung

Das Klima der oberen Rheinebene, welche im atlantisch-subkontinentalen Übergangsbereich liegt (AMBOS & KANDLER 1987), ist durch hohe Jahresmitteltemperaturen und geringe Jahresniederschläge geprägt. Das Hessische Ried liegt größtenteils im Regenschatten des Rheinischen Schiefergebirges und Pfälzer Berglandes, wird aber im Osten vom Regenstau vor dem Odenwald (Bergstraße) beeinflusst (BÖGER 1991). Die mittlere Jahrestemperatur der Region betrug für die Jahre 1961-1990 9,7 °C und 10,8 °C für die Jahre 1991-2005; der mittlere Jahresniederschlag lag bei 658 mm (1961-1990) bzw. für 1991-2005 bei 602 mm (DEUTSCHER WETTERDIENST, Station Frankfurt/Main Flughafen).

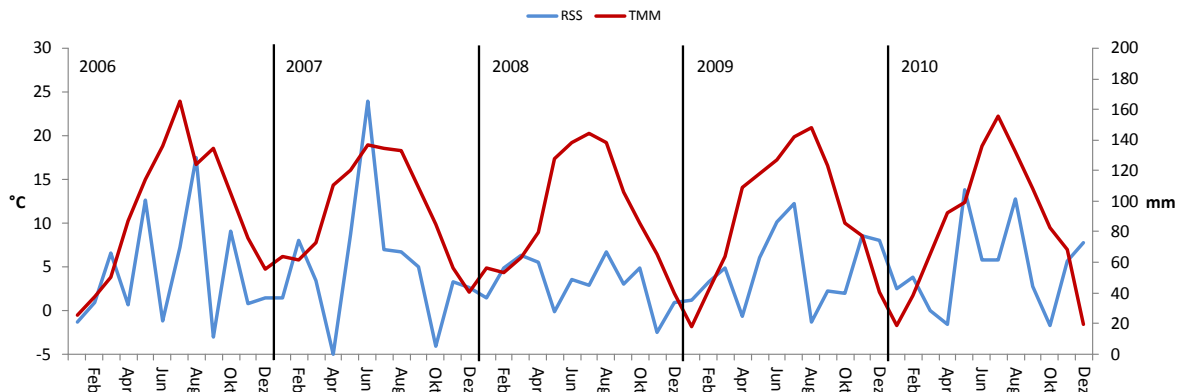


Abb. 2.1 : Mittlere Monatstemperaturen und Niederschlagssummen der Jahre 2006 bis 2010.

Die Witterung der Untersuchungsjahre 2006 bis 2010 (Abb. 2.1, DEUTSCHER WETTERDIENST, Station Frankfurt/Main Flughafen) wies eine mittlere Jahrestemperatur von 10,9 °C und einen mittleren Jahresniederschlag von 642 mm auf. Extreme Niederschlagssituationen traten im Jahr 2007 auf mit nur 0,1 mm Niederschlag im April und 165,3 mm im Juni. Die höchste Monatsmitteltemperatur wurde im Juli 2006 mit 24 °C gemessen und mit -1,9 °C die geringste im Januar 2009. Die mittlere Temperaturschwankung ($T_{\max} - T_{\min}$) über die fünf Jahre betrug 21,3 °C; nach der Formel von Iwanov (SCHÖNWIESE 2008) indiziert eine solche Schwankung bereits kontinentales Klima.

2.4. Geologie und Böden

Das Hessische Ried ist Teil des mit tertiären und quartären Sedimenten gefüllten Oberrheingrabens, welcher nach Osten durch den kristallinen Odenwald und nach Westen durch anstehendes tertiäres Gestein des Rheinhessischen Hügelland begrenzt ist. Im Bereich des Neckarrieds bilden Schuttkegelmateriale und Flugsande eine Deckschicht über der eigentlichen Neckarterrasse, welche aus Kiesen und Sanden besteht (KUHPFAHL et al. 1972). Die Deckschicht wird von den ehemaligen Flussbetten und der Aue des Altneckars durchzogen, welcher vom ausgehenden Pleistozän bis weit in das Holozän einer nördlich verlaufenden Senkungszone folgte, dabei Flugsanddünen durchbrach und schließlich bei Trebur in den Rhein mündete. Oftmalige Veränderungen des Flusslaufes schuf einen 200 m bis maximal 800 m breiten Streifen, in dessen Aue sich Auesedimente ablagerten. Diese Sedimente und ursprüngliche Sandablagerungen, Auen- bzw. Flugsand und Terrassensand, sowie, nach Erlahmen der Strömung, Schlickablagerungen charakterisieren das ehemalige Flussbett. Schließlich bildete sich im stehenden Wasser Torf, durch Hochwasserereignisse mit Schlickablagerungen durchsetzt. Dieser Torf mineralisierte im Verlauf des letzten

Jahrhunderts. Großflächig kann diese Bodenfüllung des Neckar-Altlaufes mit Schwemmmaterial des Odenwalds sowie örtlich mit abgetragenem Dünensand überdeckt sein.

Die Böden des Neckarrieds, des Neckar-Altlaufs und der Überflutungszone sind meist vererdete Niedermoores mit Übergängen zu verschiedenen Gleyen wie z. B. Niedermoor-Gleye, Anmoor-Gleye oder Gley-Pelosole (HESSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG 1990). Hohe Grundwasserstände waren bei der Pedogenese dieser Böden von erheblicher Bedeutung. Die im Randbereich der Altneckarschlingen vorkommenden Pelosole kennzeichnen ehemalige Hochflutsedimente. Durch Entwässerung mit Absenkung des Grundwasserspiegels besonders im letzten Jahrhundert (s. u.) kam es zu sekundären pedogenen Prozesse wie Torfmineralisierung und Torfsackung (SCHRAUTZER & TREPEL 1997) aufgrund des ungesättigten Wassergehaltes. Die Mineralisierung der ursprünglichen Nährstoffsenken führte zu Eutrophierung, die Torfsackung zu Bodenverdichtung und Verringerung des Porenvolumens. Eine geringere Wasserspeicherkapazität führte zu Wechselfeuchtigkeit, welche auch durch die Art und Intensität der Nutzung verstärkt werden kann.

Das NSG „Mönchbruch“ mit der Leitbildfläche liegt in der südlichen Untermainebene mit einem pleistozänen Untergrund aus Mainschotter und einem geringen Anteil von Sanden über älteren Tonen. Die darüber liegende holozäne Schicht besteht aus gemischtem Flussskies, welcher vermutlich ein altes, seeartig ausgebreitetes Flussbett mit südwestlicher Abdämmung kennzeichnet (CHELSIUS 1891), mit übergelagerndem kalkreichen Schlick bzw. Kalkmergel und abschließend einer dünnen Decke Moorerde oder Torf.

Das Leitbild besitzt einen Kalk-Gley als Bodentyp (HESSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG 1990) mit tiefen Vorkommen von Seekreide (FRITSCH 2008).

2.5. Hydrologie

Das Hessische Ried war bis in die zwanziger Jahre des 20. Jahrhunderts eine vom Wasser geprägte Region. Hoch anstehendes Grundwasser, wesentlich von Niederschlägen beeinflusst, mit gelegentlichen Wasseraustritten in den ehemaligen Flussbetten charakterisierte das Neckarried (BÖGER 1991). Die Grundwasserneubildung des Gebiets basiert hauptsächlich auf Niederschlägen, unterirdischen Zuflüssen aus dem Odenwald sowie auf Ex- bzw. Infiltration der natürlichen Fließgewässer (HESSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, LÄNDLICHEN RAUM UND VERBRAUCHERSCHUTZ 2005). Nachfolgend veränderte sich diese wassergeprägte Naturlandschaft durch menschliche Eingriffe in eine intensiv genutzte Kulturlandschaft.

Erste Veränderungen entstanden durch die Rheinbegradigung, welche von Tulla im Jahr 1817 begonnen wurde und 1876 endete. Der „Generalkulturplan für das hessische Ried“ führte in den dreißiger Jahren des letzten Jahrhunderts mit umfangreichen Meliorationsmaßnahmen weitere Schritte zur Umgestaltung der Landschaft durch. Die Trockenlegung des Gebietes ermöglichte die Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung. In den siebziger Jahren wurden große Wasserwerke in der Region gebaut und in Betrieb genommen, was zu einer weiteren Absenkung des Grundwasserspiegels (bis zu 2 m im Jahr 1991) führte. Die drastische Absenkung verursachte eine beschleunigte Torfzersetzung mit den oben besprochenen bodenphysikalischen und nährstoffökologischen Veränderungen.

Anfang der neunziger Jahre erfuhren die Grundwasserentnahmen einen Rückgang, welcher in Teilen des Hessischen Rieds zu einem Wiederanstieg der Grundwasserstände führte. Der im Jahr 1999 in Kraft getretene „Grundwasserbewirtschaftungsplan Hessisches Ried“ soll auftretende Schwankungen des Grundwassers mit gezielter Regelung durch Infiltrationsmaßnahmen ausgleichen. Weiter wurden auch der Schutz grundwasserabhängiger Vegetation sowie die Sanierung geschädigter Feuchtgebiete angestrebt. Solche wiedervernässten Flächen im Bereich der ehemaligen Altneckarschlingen, deren ackerbaulicher Wert stark abnahm, konnten im Rahmen des oben genannten E&E-Vorhabens erworben werden.

In geringerem Maße erfuhr auch das NSG „Mönchbruch“ hydrologische Veränderungen. So sank der Grundwasserspiegel aufgrund der Mainbegradigung im 19. Jahrhundert. Danach erfolgten Meliorationsmaßnahmen sowie die Errichtung eines Grabensystems in den dreißiger Jahren des letzten Jahrhunderts und ab den fünfziger Jahren kam es auch hier zu Grundwasserentnahmen (KOPP 2006).

2.6. Lage und Beschreibung der einzelnen Untersuchungsflächen



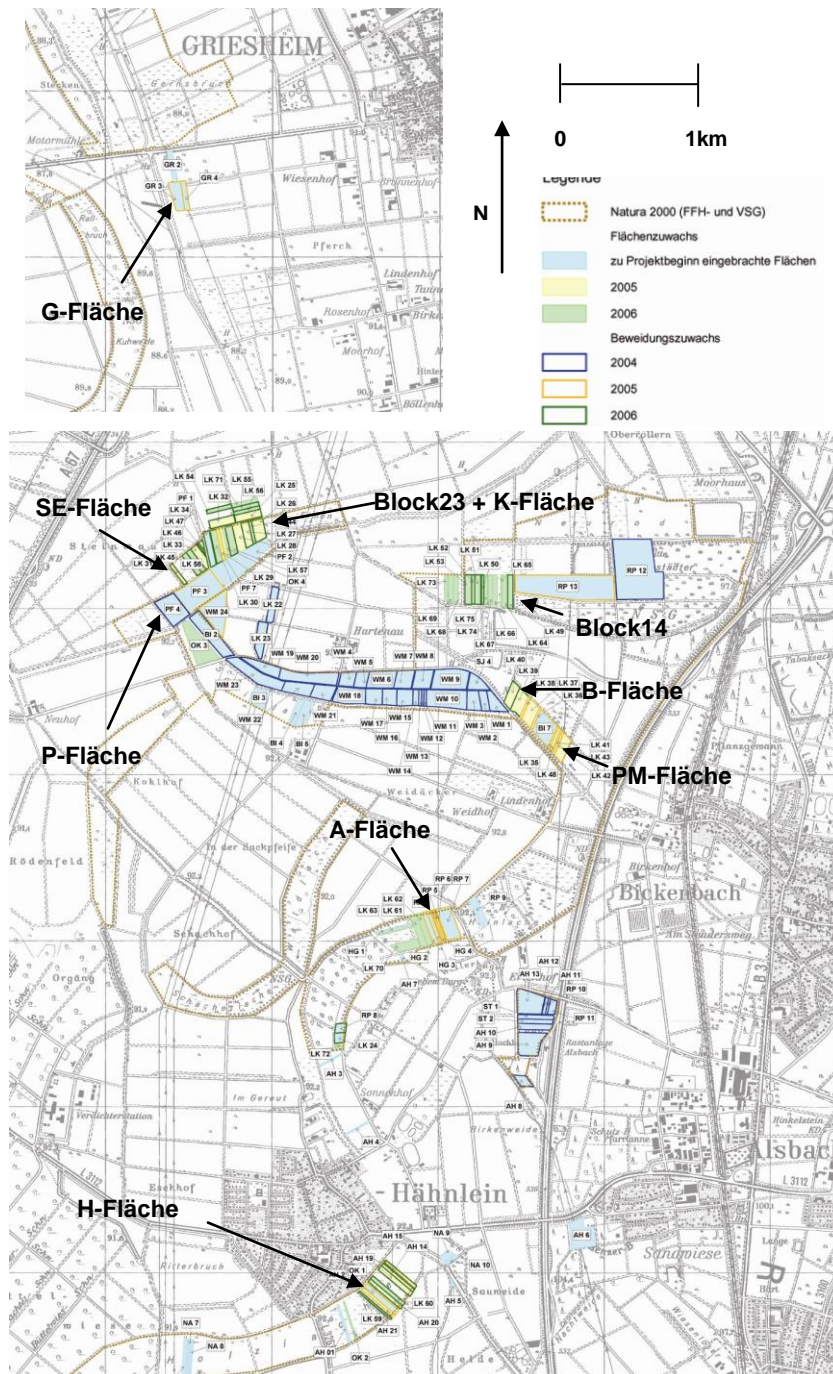


Abb. 2.3: Lage der Untersuchungsflächen im Hessischen Ried innerhalb der Projektflächen des E+E-Projektes „Ried und Sand“.

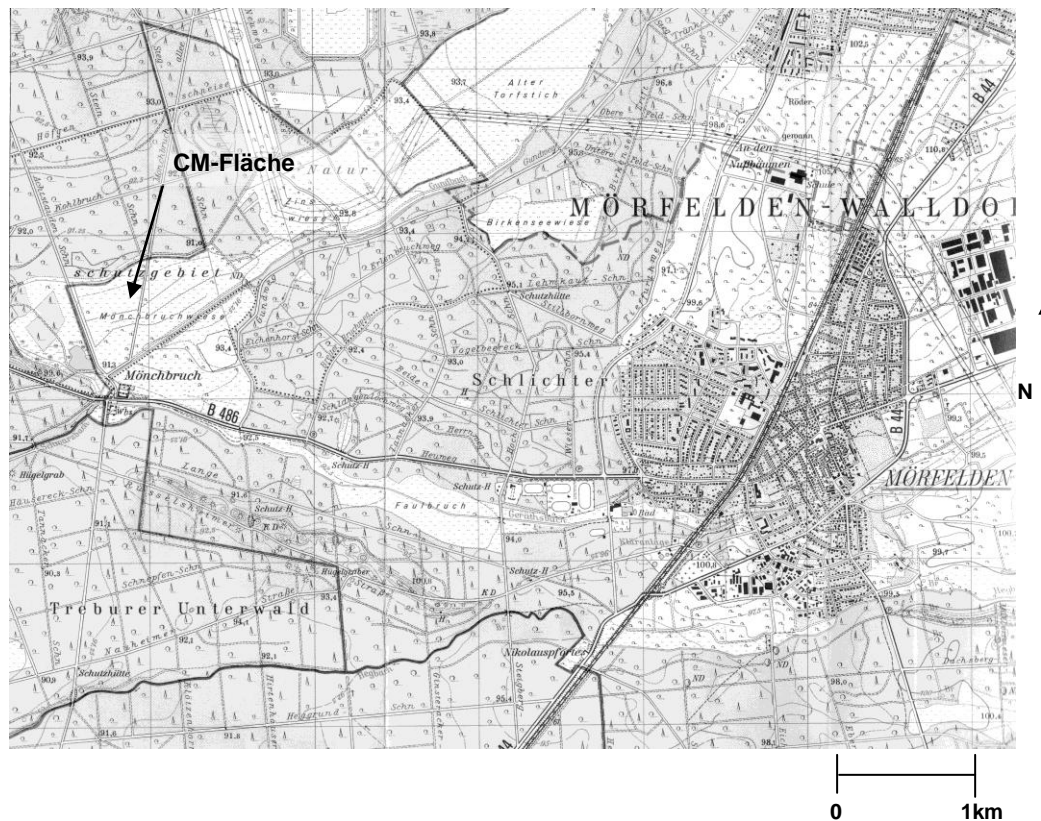


Abb. 2.4 : Lage des Leitbildes in der Untermainebene.

A-Fläche (Fasanenlache)

Die nördlich von Alsbach-Hähnlein gelegene Fläche ist seit 1990 Naturschutzgebiet und wird seit 2005 mit Rindern beweidet. Die Fläche weist ein vererdetes Niedermoor z. T. mit Auensedimentüberdeckung auf (HESSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG 1990) und gliedert sich in von Seggen dominiertes Seggenried sowie in einen Süßgras-dominierten Bereich, welcher eingesät wurde, auf. Im Süßgrasbereich treten in tiefen Lagen Schilffazies auf. Die Fläche beherbergt in beiden Bereichen insgesamt 18 Dauerbeobachtungsflächen (25 m²) mit den Ansätzen: Kontrolle (n = 12) und Beweidungsausschluss (n = 6).

B-Flächen (Nachtweide)

Die ehemals ackerbaulich genutzte Fläche befindet sich im Verlauf einer Altneckarschleife in der Gemarkung Bickenbach, westlich von Bickenbach. Der Bodentyp ist als vererdetes Niedermoor mit Auensedimentüberdeckung kartiert (HESSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG 1990). Die mit Schafen sowie Rindern beweidete Fläche beherbergt 9 Dauerbeobachtungsflächen (25 m²) mit den Ansätzen (jeweils n = 3): Kontrolle, Inokulation und Inokulation mit Schlamm-Auftrag eines angelegten Gewässers.

G-Fläche (Blechlose)

Die ehemalige ackerbaulich genutzte Fläche „Blechlose“ liegt in der Gemarkung der Stadt Griesheim im Griesheimer Bruch. Der vererdete Niedermoorboden der Fläche, teilweise mit Auensedimentüberdeckung, (HESSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG 1990) liegt über carbonatreichen Sanden (Flugsand) mit dem Bodenprofil Ap-nHw-C (FRITSCH 2008). Höhenlage beträgt 96 m ü. M. Die Fläche, dessen Vegetation von *Arrhenatherum elatius* dominiert wird, wird seit 2004 mit Schafen beweidet und einschürig im Sommer gemäht. Es

befinden sich mehrere Untersuchungsflächen bzw. -plots auf dieser wechselfeuchten Grünlandfläche. Seit 2004 bzw. 2005 insgesamt 18 Daueruntersuchungsflächen (25 m², Kapitel 3) mit den Ansätzen (jeweils n = 3): Kontrolle, Schafbeweidung, Oberbodenabtrag + Mahdgutauftrag, Oberbodenabtrag + Mahdgutauftrag + Schafbeweidung, Fräsen + Mahdgutauftrag, Fräsen + Mahdgutauftrag + Schafbeweidung. Weiter befindet sich hier seit 2005 ein Bodentiefegradient mit Untersuchungsplots (Zielartenapplikation, Kapitel 5) und seit 2008 eine große Abschiebefläche mit Mahdgut- bzw. Rechgutinokulation (Kapitel 6).

K-Fläche(Im alten Kauf)

Die ehemalige Ackerfläche „Im alten Kauf“ liegt südwestlich in der Gemarkung Pfungstadt und wird seit 2006 mit Schafen beweidet und einschürig im Sommer gemäht. Zwei Bodentypen, vererdetes Niedermoor sowie Gley-Kolluvium, sind im Bereich der Fläche kartiert, darunter folgt sandiges bzw. kiesiges Grundgestein (HESSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG 1990). Sechs Dauerbeobachtungsflächen mit zwei verschiedenen Behandlungen, Ansaat einer Saatmischung und Mahdgutinokulation, befinden sich auf der Fläche, welche in zwei Bereiche mit den genannten Behandlungen geteilt wurde.

H-Fläche (Holzlache)

Die ehemalige Ackerfläche liegt südlich von Alsbach-Hähnlein in dessen Gemarkung und wird seit 2005 mit Rindern beweidet. Der Bodentyp der in einer Altneckarschleife befindlichen Fläche wird als vererdetes Niedermoor z. T. mit Auensedimentüberdeckung beschrieben (HESSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG 1990). Auf der Fläche befinden sich 6 Dauerbeobachtungsflächen mit folgenden Ansätzen (jeweils n = 3): Kontrolle und Beweidungsausschluss.

P-Fläche (Kohlhof)

Die wechselfeuchte Grünlandfläche „Kohlhof“ liegt südwestlich von Pfungstadt in einem Altauenbereich nahe an einer ehemaligen Altneckarschlinge. Die Fläche beherbergt als Boden einen tonigen Gley-Pelosol über einen Carbonat-Anreicherungs-horizont und darunter folgt Grundgestein aus Terrassensanden bis -kiesen (HESSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG 1990). Das Bodenprofil wird mit Ap-P1-eP2 bezeichnet (FRITSCH 2008). Die Fläche, welche artenarme, süßgrasdominierte Vegetation beherbergt, wird seit 2004 mit Schafen beweidet, im Jahr 2010 fand eine Rinderbeweidung statt. Es befinden sich neun Daueruntersuchungsflächen mit verschiedenen Behandlungen (n = 3, Kapitel 3) auf der Fläche: Kontrolle, Schafbeweidung, Oberbodenabtrag + Mahdgutauftrag + Schafbeweidung. Am Rand der Oberbodenabtragsflächen wurden Untersuchungsplots der Zielartenetablierung (Kapitel 5) platziert.

Block 14

Der Block 14 ist ein zusammenliegendes Flächensystem mit 5, aufgrund der durchgeführten Maßnahmen, diskreten Einzelflächen. Neben einem älteren Grünland befinden sich noch Ansaat- sowie Inokulationsflächen in diesem Gebiet. Die einschürig gemähten Flächen werden zusätzlich von Schafen beweidet und jede Einzelfläche besitzt drei Dauerbeobachtungsflächen (25 m², Kapitel 3). Verschiedene Erdbaumaßnahmen wurden hier durchgeführt und als Bodentypen sind in diesem Gebiet das vererdete Niedermoor z. T.

mit Auensedimentüberdeckung sowie (Auen-)Gley-Kolluvium kartiert (HESSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG 1990).

Block 23

Der Block 23 ist wiederum ein zusammenhängendes Flächensystem, welches die Fläche „Im alten Kauf“ beinhaltet. Es befinden sich weitere 4 Einzelflächen in diesem Gebiet, welche wiederum durch die verschiedenen Maßnahmen wie Inokulation und Ansaat diskret zu behandeln sind.

PM-Fläche (Nähe Pfungstädter Moor)

Die Grünlandfläche befindet sich westlich von Bickenbach und wird einschürig gemäht sowie mit Schafen beweidet. Die in einer Altneckarschleife befindliche Fläche weist ein vererdetes Niedermoor z. T. mit Auensedimentbedeckung auf (HESSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG 1990). Drei Dauerbeobachtungsflächen (25 m², Kapitel 3) wurden im Jahr 2009 installiert.

SE-Fläche (Schlageter)

Die Fläche „Schlageter“ befindet sich südwestlich von Pfungstadt in dessen Gemarkung am Rand einer Altneckarschlinge, wodurch die Fläche einen Höhengradienten aufweist. Als Bodentyp ist im hochliegenden Teilbereich ein Gley-Pelosol und im tiefliegenden Teil ein vererdetes Niedermoor kartiert (HESSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG 1990). Die Schafbeweidete Fläche besitzt drei Dauerbeobachtungsflächen (25 m², Kapitel 3).

CM-Fläche (Cirsio-Molinietum, Leitbild)

Das Leitbild der Restitutionsmaßnahmen liegt im NSG „Mönchbruch bei Mörfelden in der Unteren Mainebene des Rhein-Main-Tieflandes. Der Bestand der Zielgesellschaft eines Cirsio tuberosi-Molinietum besitzt als Bodentyp einen Kalk-Gley über Terrassensand (HESSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG 1990) mit dem Bodenprofil Ah-Gco-Gcr (FRITSCH 2008) und wird einschürig im Spätsommer gemäht. Die Fläche diente als Spenderfläche für die Inokulationsmaterialien und beherbergt 3 Dauerbeobachtungsflächen (25 m², Kapitel 3) und 10 Untersuchungsplots (4 m², Kapitel 6).

3. Analyse der Entwicklung bzw. des Status quo der Ried-Flächen: vegetationsökologische und standörtliche Untersuchungen

3.1. Einleitung

Die meist nährstoffreichen und wechselfeucht bis nassen Grünlandbestände, welche im E+E-Projekt „Ried und Sand“ zur kompensatorischen Ernährung der in den Sandgebieten eingesetzten Weidetiere (Schafe) beitragen sollten (SÜSS et al. 2011b), wiesen zu Beginn des Vorhabens eine, aufgrund der früheren intensiven Nutzung, artenarme Vegetation auf (oftmals dominiert von *Arrhenatherum elatius*, *Carex acutiformis* bzw. *Phragmites australis*), oder es herrschte eine Ruderalflora nach vorheriger Ackernutzung vor.

Als weitere Ziele wurden daher eine Steigerung der Artendiversität und des Zielartenanteils dieser Grünlandbestände 1) durch die extensive Beweidung und 2) durch punktuelle Restitutionsmaßnahmen angestrebt. Als Leitbild für die Entwicklung wechselfeuchter Flächen auf nährstoffärmerem Substrat wurde das *Cirsio tuberosi*-Molinietum gewählt, wie es im NSG Mönchbruch bei Mörfelden heute noch vorkommt (siehe Kapitel 2). Im Bereich des nassen Grünlandes oder auf nährstoffreicheren Standorten sollte Molinietalia-Grünland entwickelt werden (z. T. durchsetzt mit *Magnocaricion*-Arten). Die extensive Beweidung durch Schafe (wechselfeuchte Flächen) oder Rinder (nasse Flächen) ergänzte teilweise eine einschürige Mahd auf den wechselfeuchten Flächen.

Um die angestrebten Ziele zu erreichen, wurde ein Bewirtschaftungsmanagement angewandt, welches neben einer ökonomischen Tragfähigkeit zumindest die Offenhaltung der Landschaft sicherstellt sowie möglichst positive Effekt für eine Restitution bereithält. Viele Studien zeigen die positiven Effekte einer solchen extensiven Bewirtschaftung in Feuchtgebieten (z. B. DE CAUWER & REHEUL 2009), so sind für den Erhalt bzw. die Steigerung der Phytodiversität extensive Formen der Mahd sowie Beweidung und deren Kombination am besten geeignet. Weiter erwies sich extensive Beweidung bzw. die Kombination von Mahd und Weide als effektiv, um nitrophytische Arten wie z. B. *Elymus repens* oder *Cirsium arvense* an der Ausbreitung zu hindern bzw. zurückzudrängen. Auch in Studien von ESSELINK et al. (2000) konnte ein negativer Beweidungseffekt auf *E. repens* festgestellt werden. ROOK et al. (2004) geben einen Überblick über den Zusammenhang zwischen Beweidung und Biodiversität in Grünlandsystemen. Zur Steigerung bzw. Erhaltung der Diversität tragen demnach verschiedene Effekte der Beweidung, wie z. B. Narbenheterogenität durch selektiven Frass mit Auswirkungen auf interspezifische Konkurrenz, Keimstellenbildung durch Tritt sowie Zoochorie mit Steigerung des Ausbreitungspotenzials, bei.

Eine Erhöhung des Zielartenanteils von Molinion-Gesellschaften allein durch Beweidung erscheint im Projektgebiet schwer zu erreichen, da Bestände der Leitbildgesellschaft *Cirsio*-Molinietum hier nicht existieren und mit hoher Sicherheit eine Limitation an Diasporen bzw. Samen vorherrscht. Hinzu kommt, dass die Nährstoffgehalte sehr hoch sind (FRITSCH 2008), so dass in der Regel eine beträchtliche Oberbodenabschiebung notwendig sein würde (s. u.) um die Werte der meist Phosphat-limitierten Zielgesellschaft zu erreichen (EGLOFF 1983, FRITSCH 2008). Es wurde jedoch auch in dem hier geschilderten Methodendesign auf einigen Flächen kleinflächig eine Mahdgutübertragung (Inokulation) mit Material aus dem Mönchbruch vorgenommen, eine Maßnahme um eine Samenlimitierung aufzuheben (z. B. DONATH et al 2007). Zur Unterstützung dieser Maßnahme wurde der Boden vorab gefräst (siehe z. B. HOPKINS et al. 1999) bzw. oberflächlich abgeschoben (moderate Restitution). Der Effekt

dieser Maßnahmen konnte im Vergleich zu unbehandelten oder nur beweideten Kontrollen verfolgt werden.

In dieser Studie sollte die Entwicklung der Pflanzengemeinschaften des Rieds in Abhängigkeit von den standörtlichen Gegebenheiten und den durchgeführten Beweidungs- bzw. Restitutionsmaßnahmen untersucht werden. Neben der vegetationskundlichen Untersuchung der meisten Riedflächen und des Leitbilds über zwei Jahre konnten zusätzlich für einige Standardflächen, welche charakteristische Vertreter der jeweiligen Flächentypen darstellen, über längere Zeiträume deren Entwicklung mit den Effekten der Beweidung und der Maßnahmen analysiert werden. Zusätzliche Wassergehaltsmessungen auf einigen dieser Standardflächen sollen das gewonnene Bild vervollständigen und diesen ökologischen Faktor dieser vom Wasser beeinflussten Landschaft genauer untersuchen.

Folgende Fragestellungen standen dabei im Zentrum:

- **Welche floristische Struktur besitzen die Riedgebiete des Projektes, welche Rolle spielt dabei das Wasserregime und welches sind geeignete Leitbilder?**
- **Wie entwickelt sich die Vegetation ausgewählter, repräsentativer Riedflächen (Standardflächen) über den Projektzeitraum mit und ohne Beweidung mit Schafen bzw. Rindern?**
- **Welche Effekte hat eine moderate Restitution mit Inokulation?**

3.2. Material und Methoden

3.2.1. Untersuchungsflächen und Maßnahmen

Die Untersuchungsflächen der Riedgebiete lagen im Bereich von Flussbett und Auen des Altneckars in der nördlichen Oberrheinebene (Kapitel 2). Es wurden über den gesamten Zeitraum (2004-2010) die Projektflächen „Blechlose“ (G), „Fasanenlache“ (A), „Holzlache“ (H) und „Kohlhof“ (P) untersucht. Seit 2005 bzw. 2006 kamen die ehemaligen Äcker „Nachtweide“ (B) und „Im alten Kauf“ (K) hinzu. Die Zielgesellschaft des Leitbilds „Mönchbruch“ wurde ab dem Jahr 2008 untersucht. 2009-2010 wurden außerdem elf weitere Flächen einbezogen: „Block 14“ (Bl.14, fünf Flächen), „Block 23“ (Bl. 23, vier Flächen), „Pfungstädter Moor“ (PM) sowie „Schlageter“ (SE); diese Flächen dienten der weiteren Charakterisierung der im Ried vorkommenden Grünlandbestände. „Fasanenlache“, „Holzlache“ und „Nachtweide“ wurden mit Rindern beweidet, die übrigen Flächen mit Schafen. Die Intensitäten der Rinderbeweidung sind im Folgenden für die einzelnen Flächen angegeben, zur Weideroute der Schafe siehe STROH & SÜSS (2011). Auf allen Untersuchungsflächen legten wir im Jahr der ersten Aufnahme je Behandlung drei 25 m² große Dauerbeobachtungsflächen randomisiert an (Ausnahmen waren zwei Flächen des "Block 23" mit vier bzw. die "Fasanenlache" mit sechs beweideten Untersuchungsflächen). Zur Feststellung von Beweidungseffekten wurden auf einigen Flächen Weideausschlussflächen (Exclosures) errichtet. Die einzelnen Behandlungen sind je nach Untersuchungsfläche verschieden und werden im Folgenden beschrieben.

Junge Ackerbrachen mit Inokulation und Beweidung

Auf dem ehemaligen Acker „Nachtweide“ lagen drei Gruppen von je drei Flächen: a) nicht inokuliert, b) im April 2005 inokuliert, c) inokuliert und zuvor mit Aushubmaterial eines Kleingewässers überdeckt. Alle Flächen waren seit 2006 Rinder-beweidet, wobei zwischen

Frühjahr und Herbst mehrere Beweidungsperioden von insgesamt 7-17 Wochen/Jahr mit kurzzeitigen Besatzdichten von 8-13 GVE/ha erfolgten. Die Fläche „Im alten Kauf“ wurde seit 2006 untersucht. Auf diesem ehemaligen Acker wurde eine Teilfläche im Oktober 2005 mit einer konventionellen Ansaatmischung behandelt (drei Flächen), die andere wurde mit Mahdgut der Leitbildfläche (Mönchbruch) inokuliert (drei Flächen). Die Gesamtfläche wurde seither einschürig gemäht und Schaf-beweidet.

Wechselfeuchte Standorte mit Schaf-Beweidung und teilweise Restitution

Das Gebiet „Blechlose“ wurde seit 2004 mit Schafen beweidet und einmal jährlich gemäht. Insgesamt wurden hier 18 Flächen angelegt. Drei Schaf-beweidete und drei unbeweidete Flächen (Exclosures) dienten der Untersuchung des Beweidungseffekts. In einem ersten Restitutionsansatz wurden 2004 drei beweidete und drei unbeweidete Flächen gefräst und anschließend mit Material der Leitbildfläche Mönchbruch inokuliert. In einem zweiten Ansatz 2005 wurden wiederum drei beweidete und drei unbeweidete Flächen oberflächlich (10-20 cm tief) abgeschoben und ebenfalls inokuliert. Im Dezember 2005 fand eine weitere Inokulation aller Restitutionsflächen statt. Im Sommer 2006 bedeckte alle diese Flächen noch Inokulationsmaterial (95-100 %). Erst ab Sommer 2007 lassen sich die Ergebnisse der Maßnahmen beurteilen. Auch auf dem „Kohlhof“ wurden drei Schaf-beweidete und drei unbeweidete Flächen angelegt und seit 2004 untersucht. Zusätzlich fand im Juni 2005 auf drei Flächen eine ca. 10 cm tiefe Oberbodenabschiebung und Inokulation statt. Bei der Aufnahme im Jahr 2006 waren diese Flächen noch zu 95-100 % mit der Inokulationsstreu bedeckt.

Bodenuntersuchungen (FRITSCH 2008) ergaben für das Gebiet „Blechlose“ das Bodenprofil Ap-IIHw-IIIC mit lehmig-schluffigen Ap-IIHw-Horizonten und sandigem C-Horizont. Der Oberboden (0-10 cm) bzw. Unterboden (60-70 cm) besaß einen Kalkgehalt von 21 bzw. 80 g/kg und einen pH-Wert von 7,2 bzw. 7,5 (gemessen in 0,01 mol/l CaCl₂-Suspension). Der Gesamtstickstoffgehalt betrug 9 bzw. 3 g/kg, während 23 bzw. 5 mg/kg Phosphat-P (im CAL-Extrakt) vorgefunden wurde. Im Gebiet „Kohlhof“ wurde das Bodenprofil ApP-P1-eP2 mit lehmig-tonigem Boden ermittelt. Der Oberboden bzw. Unterboden enthielt 40 bzw. 246 g/kg Kalk und wies einen pH-Wert von 7,4 bzw. 7,7 auf. Die Nährstoffgehalte waren 3 bzw. 1 g/kg Gesamt-N und 78 bzw. 2 mg/kg Phosphat-P.

Nasse Standorte mit Rinderbeweidung

In der „Holzlache“ befanden sich je drei Rinder-beweidete und drei unbeweidete Flächen. Die Beweidung wurde 2005-2009 jeweils 3-13 Wochen im Jahr mit geringen Besatzdichten von 2-4 GVE/ha (nur 2008: 6 GVE/ha) durchgeführt, und zwar mit Ausnahme von 2006 nur im Frühjahr und/oder Herbst, d. h. außerhalb der Hauptwachstumszeit. Erst 2010 fand eine längere Beweidung statt (25 Wochen, einschließlich des Sommers mit 1,2 GVE/ha).

Die „Fasanenlache“ war zu Projektbeginn durch zwei deutlich unterschiedliche Vegetationsausbildungen gekennzeichnet: Eine Teilfläche war stark von *Carex acutiformis* dominiert („Seggenfazies“) und die andere von Süßgräsern, die aus einer Einsaat stammten, wobei stellenweise auch *Phragmites australis* dominierte. Deshalb fand eine nach diesen beiden Teilflächen stratifizierte Probeflächenwahl statt, und es wurden jeweils drei unbeweidete Exclosures etabliert und mit jeweils sechs beweideten Flächen verglichen. Die

Beweidung wurde auf dieser Fläche in den Sommermonaten über 9-16 Wochen pro Jahr (2008: 5 Wochen) mit 4-5 GVE/ha praktiziert.

Die Bodenuntersuchungen (FRITSCH 2008) für das nasse Grünland der „Holzlache“ ergaben das Bodenprofil ApGo-IIHw mit der Bodenart schluffiger Lehm bzw. sehr stark mineralisierter Torf. Die pH-Werte des Oberbodens (0-10 cm) bzw. des Unterbodens (60-70 cm) lagen bei 7,5 bzw. 7,1 und der Kalkgehalt bei 81 bzw. 39 g/kg. Weiter wurden 10 bzw. 14 g/kg Gesamt-N und 185 bzw. 72 mg/kg Phosphat-P im Oberboden bzw. Unterboden ermittelt. Das gesamte Gebiet „Fasanenlache“ wies ein Ap-nHw-IIInHw als Bodenprofil und besaß schluffigen Lehm, teilweise mit sehr stark mineralisiertem Torf, sowie im untersten Horizont stark mineralisierten Torf als Bodenart. Der Kalkgehalt im Oberboden bzw. Unterboden der „Seggenfazies“ lag bei 67 bzw. 39 g/kg und der pH-Wert betrug 7,5 bzw. 6,9. Die ermittelten Nährstoffgehalte für Gesamt-N waren 11 bzw. 17 g/kg sowie 48 bzw. 26 mg/kg Phosphat-P. Die Einsaat/Schilf-Fläche besaß 47 bzw. 37 g/kg Kalk und einen pH-Wert von 7,4 bzw. 7,1. Die Nährstoffgehalte lagen bei 7 bzw. 11 g/kg Gesamt-N und 79 bzw. 49 mg/kg Phosphat-P.

3.2.2. Bodenwassergehalte

Aufgrund der bedeutenden Rolle des Wasserhaushaltes in den Riedflächen wurden in repräsentativen Gebieten („Blechlose“, „Kohlhof“ und „Fasanenlache“) von Anfang/ Mitte 2008 bis Ende 2009 Wassergehaltsmessungen durchgeführt. Der Wassergehalt wurde mit Sensoren des Typs Thetaprobe ML2x (Fa. Delta-T Devices, UK) und Datenloggern des Typs Tinytalk II (Fa. Gemini Data Loggers, UK) alle 30 Minuten erfasst und gespeichert. Die Sonden wurden in den Tiefen 5 cm bzw. 25 cm installiert (je Fläche und Tiefenstufe zwei Sonden). Die Temperatur des Bodens (in 5 cm) wurde in den Wintermonaten mit Temperatursensoren (Fa. Gemini Data Loggers, UK) gemessen, da unter 0 °C die Wassergehaltsmessungen nicht verwertbar sind. Diese Zeiträume sind in den folgenden Diagrammen markiert.

3.2.3. Vegetationsaufnahmen

Die Vegetationsaufnahmen wurden jährlich im Sommer mit der Skala nach BARKMAN et al. (1964) sowie einer Prozentskala erstellt. Die Nomenklatur der Phanerogamen folgt WISSKIRCHEN & HAEUPLER (1998). KOPERSKI et al. (2000) wurde als Referenzliste für die Moose verwendet. Die Höhe der Vegetation in den Aufnahmen wurde als 90 % -Perzentil angegeben (Höhe, unterhalb welcher sich 90 % der Phytomasse befindet). Die floristische Datenerhebung (Rohdaten) auf den Standardflächen Blechlose, Fasanenlache, Holzlache, Kohlhof, Im alten Kauf und Nachtweide erfolgte durch Dr. Karsten Böger im Rahmen des E+E-Vorhabens. Die Daten der Vegetationsaufnahmen (Rohdaten von K. Böger), die im Rahmen der vorliegenden Arbeit durchgeführte ausführliche Klassifikation der Standardflächen befinden sich auf der Anhangs-CD.

3.2.4. Datenanalyse

Die erhaltenen Vegetations- und Wassergehaltsdaten wurden mit Excel 2007 bearbeitet und graphisch dargestellt. Die Berechnung der quantitativen mittleren Ellenberg-Zeigerwerte geschah mit dem Programm Ellex 2005 (Version 4.8). Als Qualitätsmaß der Entwicklung der

Flächen in Richtung des Leitbilds wurden Zielarten definiert und der Zielartenindex berechnet. Der qualitative Zielartenindex ist das Verhältnis der Zielartenzahl zur Gesamtartenzahl, während der quantitative Index die Deckung der Arten berücksichtigt. Als Zielarten wurden Arten der Ordnung Molinietalia für Standorte der wechselfeuchten bis nassen Offenland-Standorte definiert.

Die dokumentierten Vegetationsparameter der Standardflächen (Gesamt-, Graminoiden-, Kräuter-, Moosdeckung, Streudeckung, Offenbodenanteil, Artenzahl, Zielartenzahl und qualitativer Zielartenindex) wurden mit Hilfe einer Regressionsanalyse auf lineare bzw. polynomische Zusammenhänge mit den Untersuchungsjahren untersucht und deren statistische Signifikanz angegeben. Bei deutlicher Verbesserung des Bestimmtheitsmaßes wurde ein polynomischer Zusammenhang angenommen, ansonsten wurde das einfachere lineare Modell verwandt. Die lineare Überprüfung geschah mit dem Programm Excel 2007 bzw. die polynomische Analyse mit Statistica 6. Folgende Signifikanzniveaus wurden verwendet: schwachsignifikant (*, $p < 0,05$), signifikant (**, $p < 0,01$) und hochsignifikant (***, $p < 0,001$).

Die Vegetationsdaten aller Flächen wurden nach Wurzeltransformation der Deckungswerte zunächst klassifiziert (Clusteranalyse nach Ward mit dem relativ euklidischem Distanzmaß). Zusätzlich wurde eine Indikatorarten-Analyse (DUFRÊNE & LEGENDRE 1997) durchgeführt, welche die charakteristischen Arten der Klassen anzeigt. Alle im Folgenden genannten Indikatorarten besaßen einen Indikatorwert von $> 25 \%$ und waren signifikant ($p < 0,05$) für die jeweilige Klasse.

Anschließend erfolgte als Ordination eine DCA (Detrended correspondence analysis; Einstellungen: downweight rare species, rescale axes, number of segments = 26). Als zweite Matrix wurden die Parameter Gesamtdeckung, Graminoiden-, Kräuter-, Moos-, Streudeckung, Offenbodenanteil, mittlere gewichtete Ellenbergzahlen (N, Feuchte, Reaktion, nach ELLENBERG et al. 2001), Gesamtarten-, Zielartenzahl und Zielartenindex benutzt und in den Ordinationsdiagrammen als Vektoren dargestellt. Um die Entwicklung einzelner Flächen besser verfolgen zu können, wurden DCAs auch für die einzelnen Flächen durchgeführt und die Zeitpunkte durch Trajektorien dargestellt. Es wurden die Parameter Gesamtdeckung, Graminoiden-, Kräuter-, Moos-, Strauchschicht-, Streudeckung, Offenbodenanteil, Gesamtarten-, Zielartenzahl und Zielartenindex zur Charakterisierung der Entwicklung als zweite Matrix benutzt. Alle multivariaten Analysen wurden mit dem Program PC-ORD 5.31 durchgeführt. Die Achsen der Ordinationsdiagramme sind skaliert in $100 = 1 \text{ SD}$.

3.3. Ergebnisse

3.3.1. Bodenwassergehalte

Kohlhof

Die Messungen des Volumenanteils des Bodenwassers (Abb. 3.1) ergaben im ersten Jahr anfänglich hohe Werte zwischen 40 bis 50 % in beiden untersuchten Tiefen bis Mai. Im anschließenden Sommer fielen die Gehalte bis auf ca. 21 % (5 cm) bzw. 30 % (25 cm), unterbrochen durch einzelne Regenereignisse mit kurzfristigen Anstiegen des Wassergehaltes. Ab August stiegen die Wassergehalte wieder an. Im Herbst bzw. Anfang Winter konnten in 25 cm Tiefe wieder Werte von ca. 40 % gemessen werden. Gleiches gilt für 5 cm mit einer kurzfristigen Abnahme Anfang Oktober.

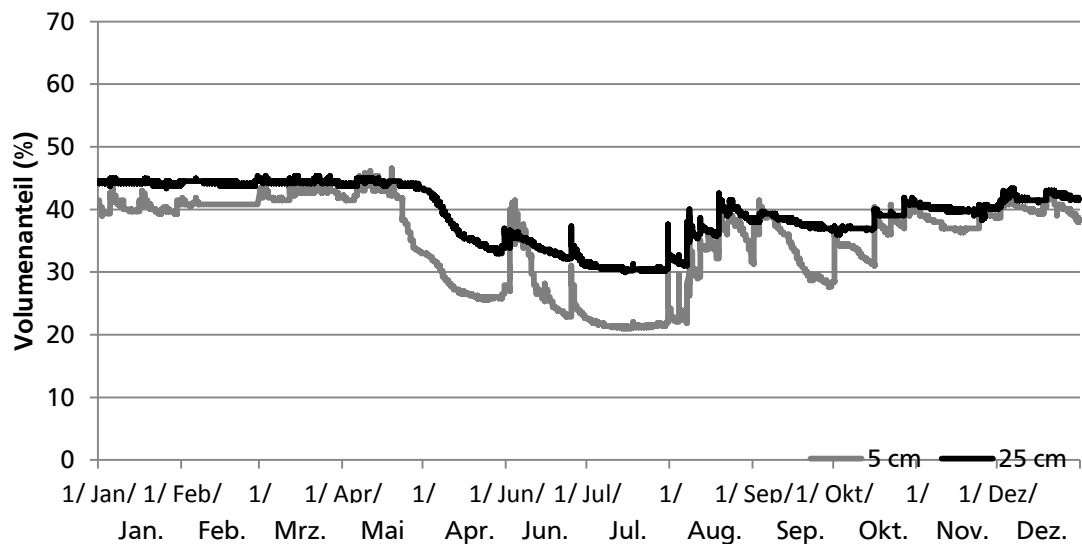


Abb. 3.1: Mittlerer Volumenanteil des Bodenwassers (%) der Bodentiefen 5 und 25 cm der Fläche „Kohlhof“ im Jahr 2008.

Das folgende Jahr (Abb. 3.2) begann im Frühjahr ähnlich. Die Werte beider Tiefen lagen um 40 % bis zum Monat April. Die ausgeprägte Abnahme in 5 cm Tiefe Mitte Januar war auf Bodenfrost zurückzuführen (Daten der Temperatursensoren, nicht dargestellt). Ab April fiel der Wassergehalt in 5 cm Tiefe deutlich, wurde allerdings im Laufe des Sommers durch einige kurzfristige bis mittelfristige (Juli) Anstiege unterbrochen. Ab Oktober stieg der Wassergehalt in dieser Tiefe wieder kontinuierlich auf ca. 40 % im Winter an. Auch im tieferen Bereich des Bodens fiel der Wassergehalt im Laufe des Sommers auf ca. 30 % ab (mit einem Anstieg im Juli) und stieg erst ab November wieder auf etwas über 40 %. Insgesamt waren deutlichere Veränderungen bzw. Schwankungen des Wassergehaltes in 5 cm Bodentiefe zu erkennen.

Um einen ökologischen Bezug zur Wasserverfügbarkeit für Pflanzen zu erstellen, ist die jeweilige Wasserspannung von Interesse. Diese ist vom Wassergehalt sowie der Bodenart (Körnung) abhängig. Der tonig-lehmige Pelosol des „Kohlhofs“ sollte einen pF-Wert besitzen, welche zwischen den Körnungen Ton bzw. Schluff einzuordnen ist. SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2009) geben bei 40 % Volumengehalt Bodenwasser pF-Werte zwischen 1,8 (Schluff) und 3,3 (Ton) an. Somit war die Fläche „Kohlhof“ im Winter/Frühling durch feuchte bis frische Bedingungen gekennzeichnet, während im Sommer in 5 cm Tiefe die pF-Werte bis auf Werte zwischen 3,2 und 5,4 anstiegen, was frisch/trockene bis dürre Bedingungen anzeigt. Ab einem pF-Wert von 4,2, dem Permanenten Welkepunkt, ist kein pflanzenverfügbares Wasser im Boden enthalten.

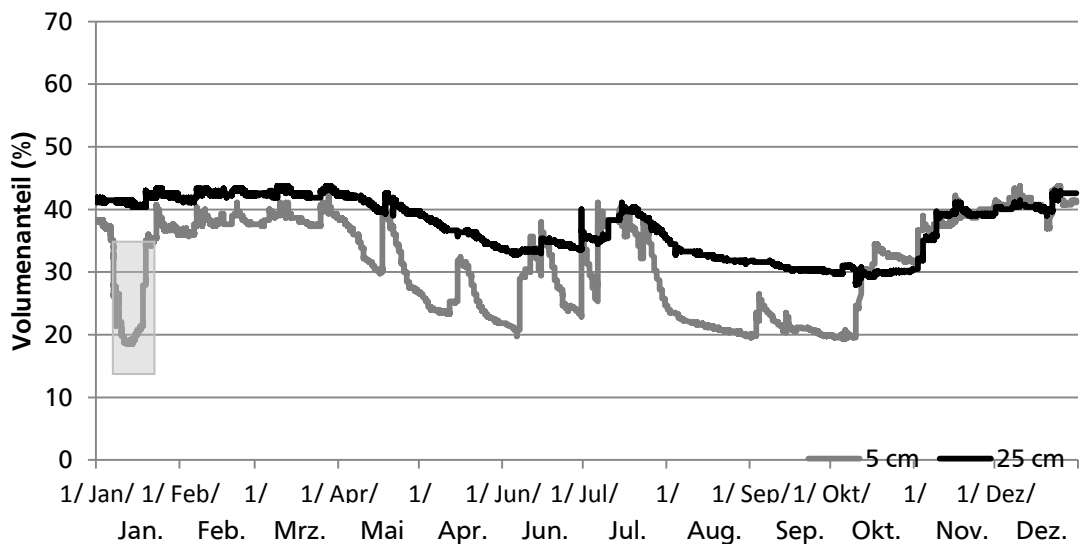


Abb. 3.2: Mittlerer Volumenanteil des Bodenwassers (%) der Bodentiefen 5 und 25 cm der Fläche „Kohlhof“ im Jahr 2009. Markierte Fläche: Temperatur in 5 cm Tiefe < 0 °C.

Insgesamt kann man das hier vorgefundene Wasserregime in einer Bodentiefe von 5 cm als wechsell trocken bezeichnen, da mindestens sechs Monate trockene bis teilweise dürre Bedingungen vorherrschen.

Blechlose

Die Messung des Bodenwassergehalts (Abb. 3.3) im Jahr 2008 zeigt Werte ca. zwischen 38 und 48 % in 25 cm Bodentiefe und ca. zwischen 11 bis 31 % in 5 cm Tiefe. Ende Juli Anfang August traten die geringsten Wassergehalte auf, welche im Herbst anstiegen und die höchsten Werte im Dezember aufwiesen.

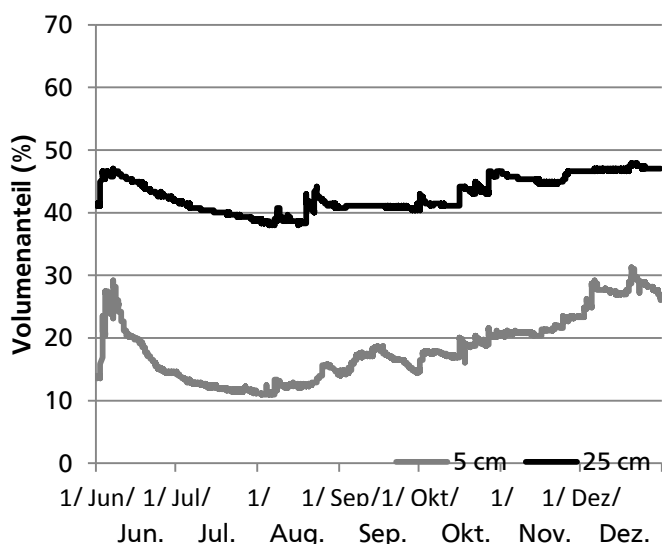


Abb. 3.3: Mittlerer Volumenanteil des Bodenwassers (%) der Bodentiefen 5 und 25 cm der Fläche „Blechlose“ im Jahr 2008.

Das folgende Jahr 2009 (Abb. 3.4) ergab im tieferen Bodenbereich von 25 cm Tiefe schwankende Werte zwischen ca. 38 % im Sommer/Herbst und ca. 50 % im Frühling/Winter. Es war eine Abnahme des Wassergehaltes ab Sommer mit einem Erreichen

des Minimums im Herbst zu erkennen. Die Wassergehaltskurve in 5 cm-Bodentiefe verhielt sich ähnlich. Die höchsten Werte wurden im Frühling bzw. Winter mit ca. 35 % Wassergehalt erreicht. Ab April ging der Wassergehalt zurück und besaß im Sommer bis in den Spätherbst die geringsten Werte von ca. bis zu 11 %. Die Abnahme des Wassergehalts im Januar war wiederum auf das Einfrieren des Bodenwassers zurückzuführen.

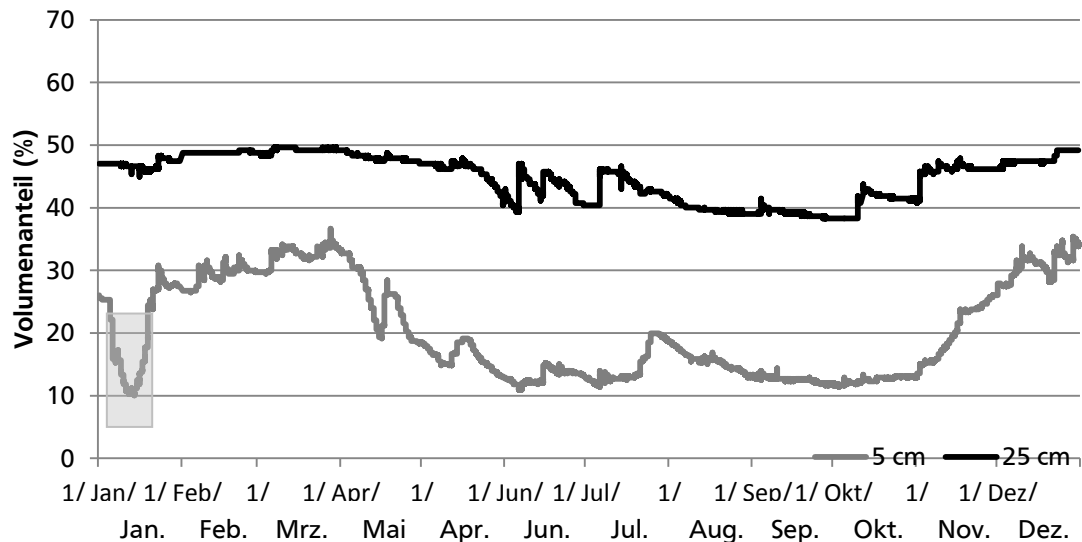


Abb.3.4: Mittlerer Volumenanteil des Bodenwassers (%) der Bodentiefen 5 und 25 cm der Fläche „Blechlose“ im Jahr 2009. Markierte Fläche: Temperatur in 5 cm Tiefe < 0 °C.

Die pF-Werte für 2008 (Bodenart lehmiger Schluff) waren in 25 cm Bodentiefe im Sommer bei ca. 2 (feucht) und im Winter bei 1 (nass). In 5 cm Tiefe gab es im Sommer nach dem Juni trockene Bedingungen (pF ca. 4), welche im November als frisch und im Winter als frisch/feucht zu charakterisieren waren. Ähnliche Bedingungen wurden 2009 festgestellt; so lässt die Bodentiefe 25 cm nasse Bedingungen (pF ca. 1) in Winter und Frühjahr erkennen und im Sommer bzw. besonders im Herbst feuchte Bedingungen (pF ca. 2). Dagegen war es in 5 cm Tiefe trockener, so waren die Bedingungen im Frühjahr und Winter als feucht bis frisch zu charakterisieren mit pF-Werten von ca. 3. Während im Sommer und Herbst meist trockene Bedingungen vorzufinden waren.

Insgesamt konnten auf der „Blechlose“ wechsellrockene Bedingungen für das Jahr 2009 in 5 cm Bodentiefe gemessen werden.

Fasanenlache

Der untersuchte Wassergehalt des Jahres 2008 der Bodentiefen 5 bzw. 25 cm wird in Abb. 3.5 dargestellt. Die Unterschiede der beiden Bodentiefen erscheinen minimal und zeigen nur im Frühjahr leicht geringere Werte im Oberboden. Insgesamt waren die Werte im Winter/Frühjahr am höchsten und in den Sommer- und Herbstmonaten am geringsten. Die Werte bewegen sich zwischen 51 und 58 %, was bei einem schluffig-lehmigen Boden einen pF-Wert von 0 entspricht und als nass charakterisiert werden kann.

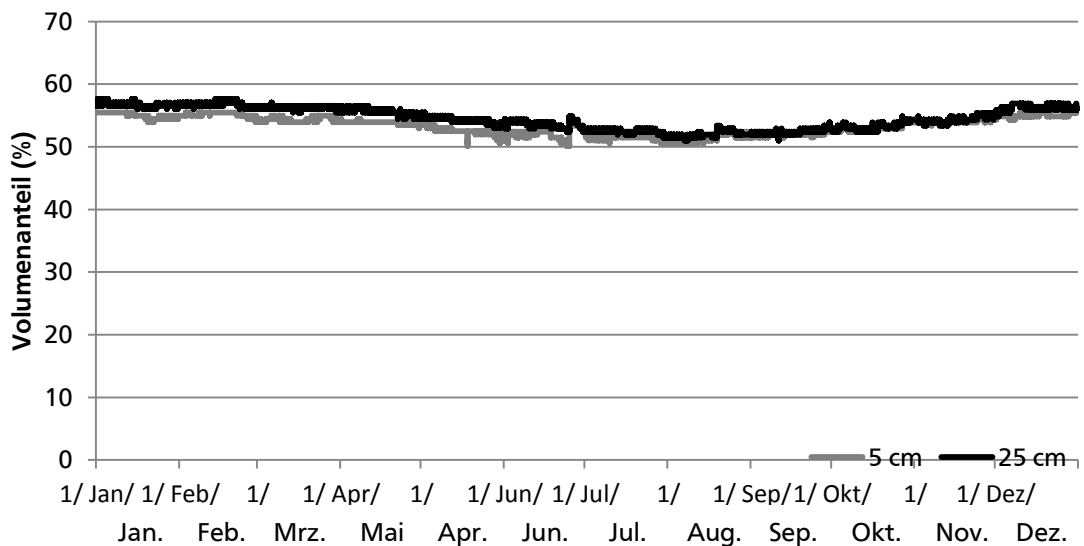


Abb.3.5: Mittlerer Volumenanteil des Bodenwassers (%) der Bodentiefen 5 und 25 cm der Fläche „Fasanenlache“ im Jahr 2008.

Das Jahr 2009 verhielt sich ähnlich, wies allerdings eine etwas größere Wassergehaltsspanne auf (Abb. 3.6). Im Winter/Frühjahr zeigten sich die höchsten Gehalte mit maximal ca. 60 % in 25 cm Tiefe. Im Januar trat das schon besprochen Phänomen des gefrorenen Bodens in 5 cm auf. Die niedrigsten Wassergehalte wurden im September/Oktober gemessen. Insgesamt aber bewegen sich die Gehalte wiederum zwischen 50 und 60 % und somit um einen pF-Wert von 0, was nasse Bedingungen anzeigt.

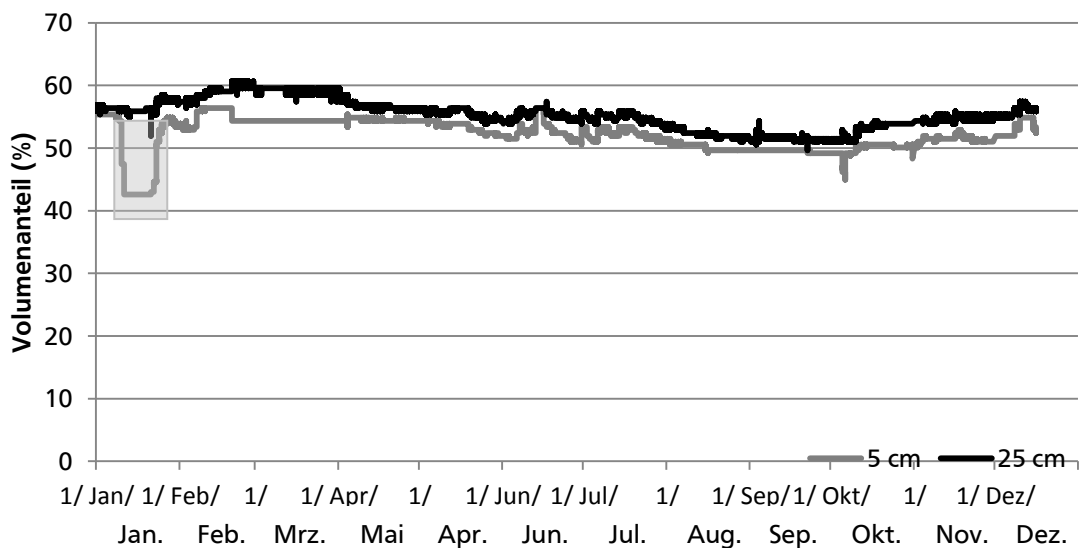


Abb.3.6: Mittlerer Volumenanteil des Bodenwassers (%) der Bodentiefen 5 und 25 cm der Fläche „Fasanenlache“ im Jahr 2009. Markierte Fläche: Temperatur in 5 cm Tiefe < 0 °C.

Die Daten zeigen über beide Jahre relativ konstante nasse Bedingungen im Seggenried der „Fasanenlache“.

3.3.2. Überblick Vegetation

Die Vegetationsaufnahmen aller Riedgebiete und des Leitbilds wurden zunächst klassifiziert (Abb. 3.7, die Klassifikation mit Angabe der einzelnen Flächenbezeichnungen siehe Daten-

CD). Die verschiedenen Untersuchungsflächen bzw. Untersuchungsjahre wurden aufgrund gut charakterisierbarer physiognomischen bzw. flächengeschichtlichen Merkmalen subjektiv in 12 Gruppen unterteilt (gestrichelte Linie), welche noch über ca. 50 % der ursprünglichen Information enthalten. Im nächsten Schritt wurde eine Indikatorartenanalyse durchgeführt, durch die jede Gruppe durch jeweils wenigstens eine signifikante Indikatorart gekennzeichnet werden konnte (siehe Legende Abb. 3.7).

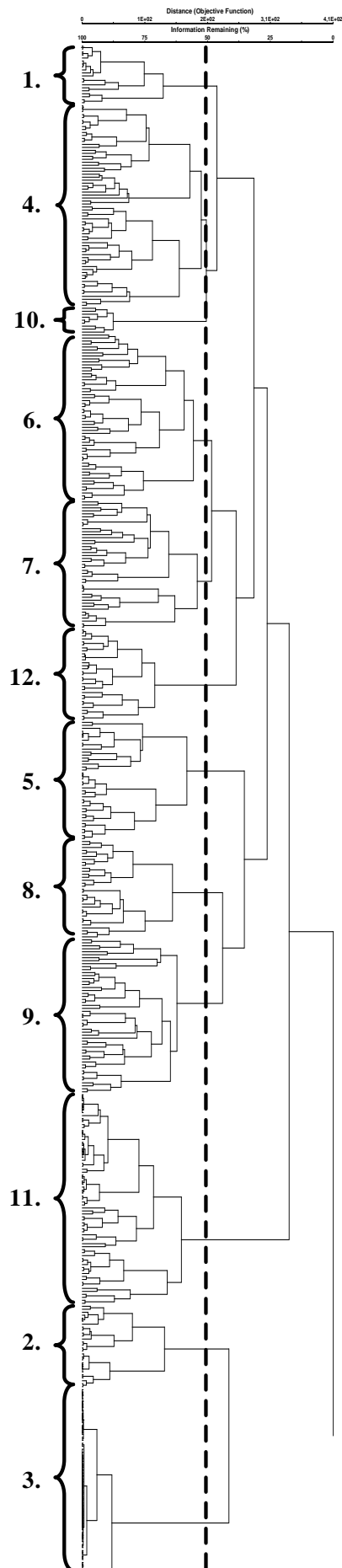


Abb. 3.7: Klassifikation aller Riedgebiete über den Projektzeitraum (Standardflächen), die Jahre 2009-2010 (weitere Riedflächen) sowie das Leitbild über die Jahre 2008-2010. Gruppen: 1 (Indikatorarten: *Agrostis stolonifera*, *Alopecurus pratensis*, *Carex hirta*, *Festuca pratensis*, *Juncus tenuis*, *Phleum pratense*), 2 (*Phragmites australis*, *Scirpus sylvaticus*), 3 (*Carex acutiformis*), 4 (*Dactylis glomerata*, *Lolium perenne*), 5 (*Rubus fruticosus* agg., *Urtica dioica*), 6 (*Symphytum officinale*), 7 (*Apera spica-venti*, *Lactuca serriola*, *Polygonum aviculare* agg., *Persicaria maculosa*, *Amaranthus retroflexus*, *Arctium lappa*, *Tripleurospermum perforatum*, *Chenopodium album* agg., *Lycopus europaeus*), 8 (*Agrostis capillaris*, *Elymus repens*), 9 (*Calystegia sepium*, *Epilobium hirsutum*, *Epilobium parviflorum*, *Juncus inflexus*, *Typha latifolia*), 10 (Leitbild Cirsio-Molinietum), 11 (*Arrhenatherum elatius*), 12 (*Euphorbia exigua*, *Vicia sativa* agg., *Festuca rubra* agg., *Poa pratensis*, *Convolvulus arvensis*).

Die Klassifikation unterteilt in einem ersten Schritt die Gruppen 2 und 3, welche durch ihre Indikatorarten den nassen Vegetationsstandorten angehören und größtenteils aus Flächen der Fasanenlache und weniger Flächen der Holzlache bestehen, von den übrigen Gruppen, welche dem frischen bis wechsel-feuchten Grünland angehören. Als nächstes werden die Gruppen 2 und 3 von einander getrennt und somit vorhandene Röhrichte mit den verschiedenen Indikatorarten von den Seggenriedern mit der dominanten Art *Carex acutiformis* unterschieden. Die Trennung der übrigen Gruppen beginnt mit der Abspaltung der Gruppe 11, welche durch die Art *Arrhenatherum elatius* charakterisiert wird und zum frischen konsolidierten Grünland der Riedgebiete gehört, entsprechend mit älteren Grünlandbestände der Flächen Blechlose, Kohlhof und einer Grünlandfläche am Pfungstädter Moor. Die Gruppen 5, 8 und 9 werden in einem weiteren Schritt separiert und beinhalten ruderalisierte, stickstoffreiche Flächen mit Kräuterdominanz (Gruppe 5) bzw. Süßgrasdominanz (Gruppe 8) und schließlich krautreiche feuchte bis nasse Bestände (Gruppe 9). Die übrigen Gruppen spalten sich in zwei Großgruppen auf, welche einmal wechselfeuchene Grünlandbestände des Kohlhofs (Gruppe 12), krautreiche Ruderalbestände (Gruppe 7) und feuchte durch *Symphytum officinale* indizierte Bestände aufweist sowie das Leitbild (Gruppe 10), Ansaatflächen der Fasanenlache (Gruppe 1) und angesäte bzw. inokulierte Flächen (Gruppe 4).

In der anschließend durchgeführten Ordination (Abb. 3.8) wird der Großteil der Flächen auf der linken Seite angeordnet, während auf der rechten Seite die Flächen der Gruppen 2 und 3 zu finden sind; diese haben Indikatorarten mit hoher Ellenberg-Feuchtezahl (z. B. *Carex acutiformis*, *Phragmites australis*) und stellen nasse Standorte dar. Vermittelnd zu den übrigen Riedflächen stehen in der Mitte die Flächen der Gruppe 9, welche als Indikatorarten weitere Feuchtezeiger (z. B. *Typha latifolia*) und Nährstoffzeiger besitzen.

Die mittlere Ellenberg-Feuchtezahl (F) korreliert positiv mit der ersten Achse ($r = 0,93$), die somit als Feuchtigkeitsgradient interpretiert werden kann. Zusätzlich nimmt auch die Streudeckung (Str.) entlang dieser Achse zu, während die Diversität abnimmt (negative Korrelation). Die größte Zahl der Flächen befindet sich im Bereich des wechselfeuchten Grünlands (linker Bereich der Ordination) mit dem bei geringeren Nährstoffwerten bestehenden Leitbild des Cirsio-Molinietum im NSG „Mönchbruch“. Die Gradientenlänge der ersten Achse von 4,1 SD belegt einen vollständigen Arten-Turnover zwischen den an den Rändern befindlichen Flächen.

Auf der zweiten Achse zeigt sich die Trennung des Leitbildes Cirsio-Molinietum von den Riedflächen der Gruppen 1, 4, 11 und 12 sowie den Gruppen 5 und 7 am unteren Ende. Letztere besitzen als Indikatorarten ruderale Stickstoffzeiger wie *Chenopodium album* agg., *Tripleurospermum perforatum* etc. oder *Urtica dioica* und *Rubus fruticosus* agg.. Die Grünlandbestände der Gruppen 11 und 12 werden in der Mitte der Achse platziert. Die Bestände der Gruppen 1 und 4 vermitteln zu den Leitbildbeständen und besitzen einige gemeinsame Arten, besonders Graminoide wie z. B. *Agrostis stolonifera* agg., *Holcus lanatus* oder *Festuca pratensis*, aber auch wenige Kräuter wie im Fall der Gruppe 4 (z. B. *Achillea ptarmica*). Mit einer Gradientenlänge von 4,4 SD ist die Achse etwas länger als die erste Achse und beinhaltet wiederum mindestens einen vollständigen Arten-Turnover. Die 2. Achse korreliert negativ mit der mittleren Ellenberg-Stickstoffzahl, aber auch mit der Deckung der Graminoiden (positiv) sowie der Krautdeckung (negativ). Die durchgeführten Restitutionsmaßnahmen der Inokulation, teilweise mit vorherigem Oberbodenabtrag lassen eine Tendenz in Richtung Leitbild erkennen. So befinden sich einige restituierte Flächen in

Gruppe 4, welche zum Leitbild vermittelt. Auch eingesäte Grünlandflächen der „Fasanenlache“ befinden sich in dieser Gruppe und scheinen sich zu entwickeln.

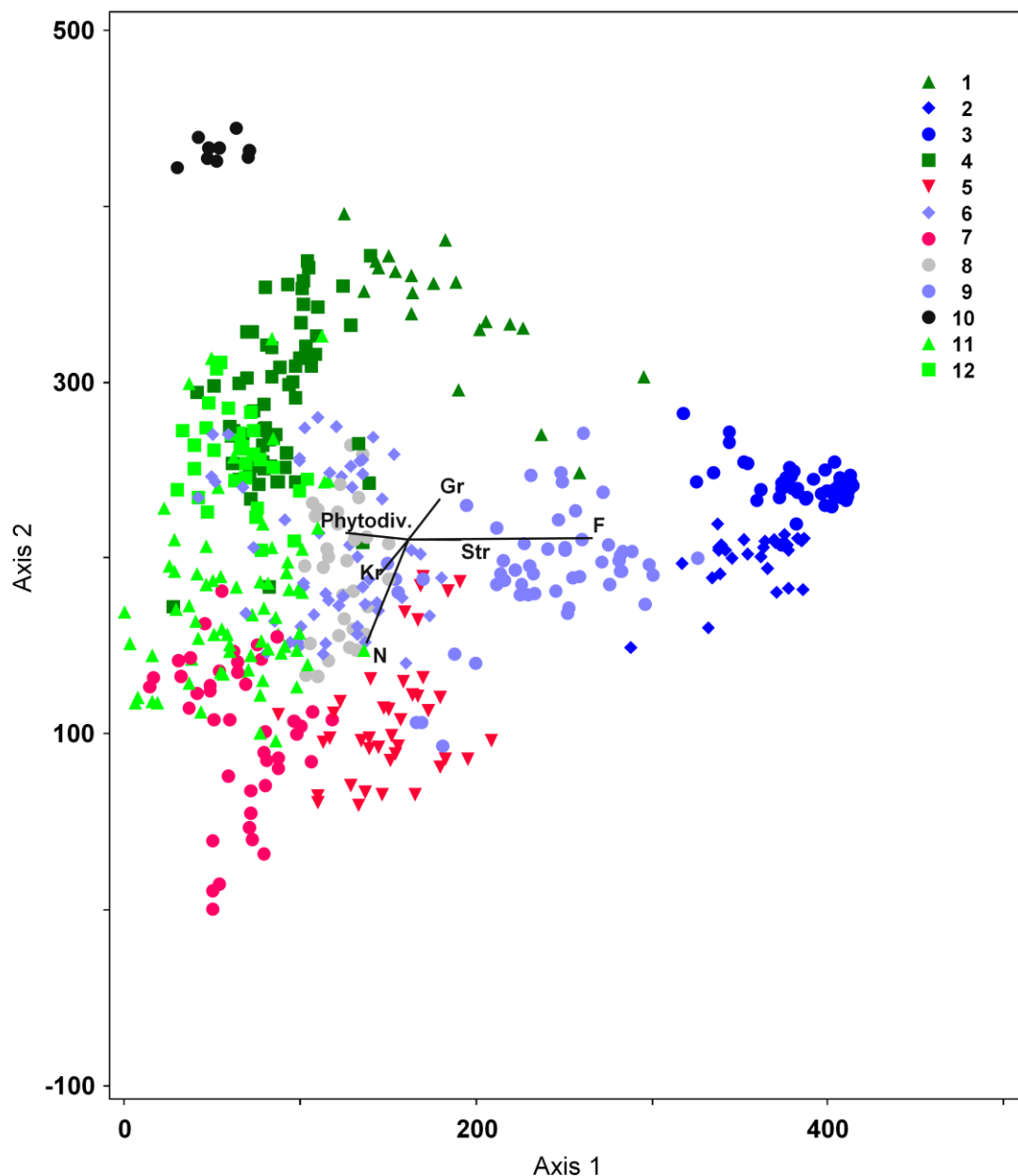


Abb. 3.8: Ordination (DCA) aller Riedgebiete und des Leitbilds über den Projektzeitraum. Eigenwerte: 1. Achse: 0,75, 2. Achse: 0,40. Die Ergebnisse der Klassifikation wurden für die Ordination übernommen, die Gruppen (Gruppeneinteilung mit Indikatorarten siehe Legende zu Abb. 3.7) durch farbige Symbole dargestellt. Parameter: Gr. (Graminoidendeckung), Kr. (Kräuterdeckung), Phytodiv. (Phytodiversität), F (mittl. gewichtete Ellenberg-Feuchtezahl), N (mittl. gewichtete Ellenberg-Nährstoffzahl), Str. (Streudeckung).

3.3.3. Entwicklung der Einzelflächen

3.3.3.1 Junge Ackerbrachen mit Inokulation und Beweidung Nachtweide

2005 dominierten auf allen Flächen annuelle Ruderal- und Segetalarten; bereits 2006 traten diese zugunsten von ausdauernden zurück. Bis zum Jahr 2010 war die Entwicklung auf den

nicht Aushub-überdeckten Flächen ähnlich: Es kam zu einer Zunahme und Dominanz (im Jahr 2009) von *Elymus repens*. Auf den mit Aushub überdeckten Flächen dominierten dagegen *Poa trivialis*, *Stellaria aquatica* und *Urtica dioica*. Insgesamt kamen die Gräser zuungunsten der Kräuter auf allen Flächentypen zur Vorherrschaft (Zunahme von 32/7/1 % im Jahr 2005 auf 57/52/42 % im Jahr 2010 in der Reihenfolge nicht-inokuliert/inokuliert/Aushub-überdeckt), diese Entwicklung zeigte sich ferner in signifikanten linearen sowie polynomischen Zusammenhängen der Graminoiden- bzw. Kräuterdeckungen (Tab. 3.1). Die Artenzahl der inokulierten, aber nicht Aushub-überdeckten Flächen lag in allen Jahren im Mittel am höchsten. Im letzten Jahr waren hier im Mittel 28 statt 20 (ohne Inokulation) bzw. 24 (Inokulation+ Aushub) Arten vertreten. Bei den beiden anderen Ansätzen ging die Artenzahl zwischenzeitlich signifikant zurück, stieg zum Ende der Untersuchung aber wieder an (Tab. 3.1).

	Kontrolle Funktion	R ²	Inokulation Funktion	R ²	Inokulation + Aushub Funktion	R ²
Gesamtdeck.	$y = 0,933x + 89,733$	0,07	$y = 0,488x^2 - 3,979x + 100,8$	0,22	$y = -3,9524 + 106,11$	0,19
Graminoide	$y = 6,714x + 18,778$	0,23*	$y = -2,875x^2 + 30,135x - 23,033$	0,76***	$y = 2,708x^2 - 10,415x + 9,4383$	0,82***
Krautige	$y = -5,981x + 76,933$	0,15	$y = 2,708x^2 - 29,054x + 122,83$	0,71***	$y = -10,838x + 119,6$	0,48**
Moose	$y = -0,001x + 0,004$	0,01	$y = 0,002x - 0,001$	0,04	n.b.	n.b.
Streu	$y = -0,857x + 4,667$	0,13	$y = -0,038x + 0,244$	0,04	n.b.	n.b.
Offenboden	$y = 0,086x + 0,756$	0,01	$y = 0,268x - 0,152$	0,12	$y = 2,783x - 4,628$	0,16
Az	$y = 1,75x^2 - 14,183x + 42,933$	0,72***	$y = 1,226x^2 - 10,25x + 44,667$	0,29	$y = 2,083x^2 - 14,898x + 38,267$	0,66***
TS	$y = 0,0476x - 0,1111$	0,13	$y = -0,038x + 0,911$	0,01	$y = 0,019x + 0,156$	0,01
TSR	$y = 0,0025x - 0,0058$	0,13	$y = 0,001x + 0,024$	0,01	$y = 0,001x + 0,009$	0,00
Höhe	$y = -4,985x^2 + 21,659x + 68,714$	0,66***	$y = -4,7024x^2 + 16,964 + 80$	0,73***	$y = -7,905x + 116,56$	0,09

Tab. 3.1: Bestimmtheitsmaße (R²) und Funktionen der Regression von Vegetationsparametern in Abhängigkeit von den verschiedenen Untersuchungsjahren, aufgeteilt nach den verschiedenen Maßnahmen auf der Fläche Nachtweide. Signifikanzniveau: * p < 0,05; ** p < 0,01; ***p < 0,001. Az (Artenzahl), TS (Zielartenzahl), TSR (qual. Zielartenindex) n.b. (nicht berechenbar).

Insgesamt wurden vier Zielarten der Molinietalia festgestellt: *Lythrum salicaria* kam recht regelmäßig auf der inokulierten und einmal auf einer inokuliert/Aushub-überdeckten Fläche vor. *Achillea ptarmica* und *Silene flos-cuculi* traten sporadisch mit Deckung < 0,1 % auf beiden inokulierten Varianten auf. 2010 wurde *Silaum silaus* als Einzelfund nachgewiesen. Der quantitative Zielartenindex war auf allen Flächentypen sehr gering (< 0,01) und zeigte keinen Anstieg.

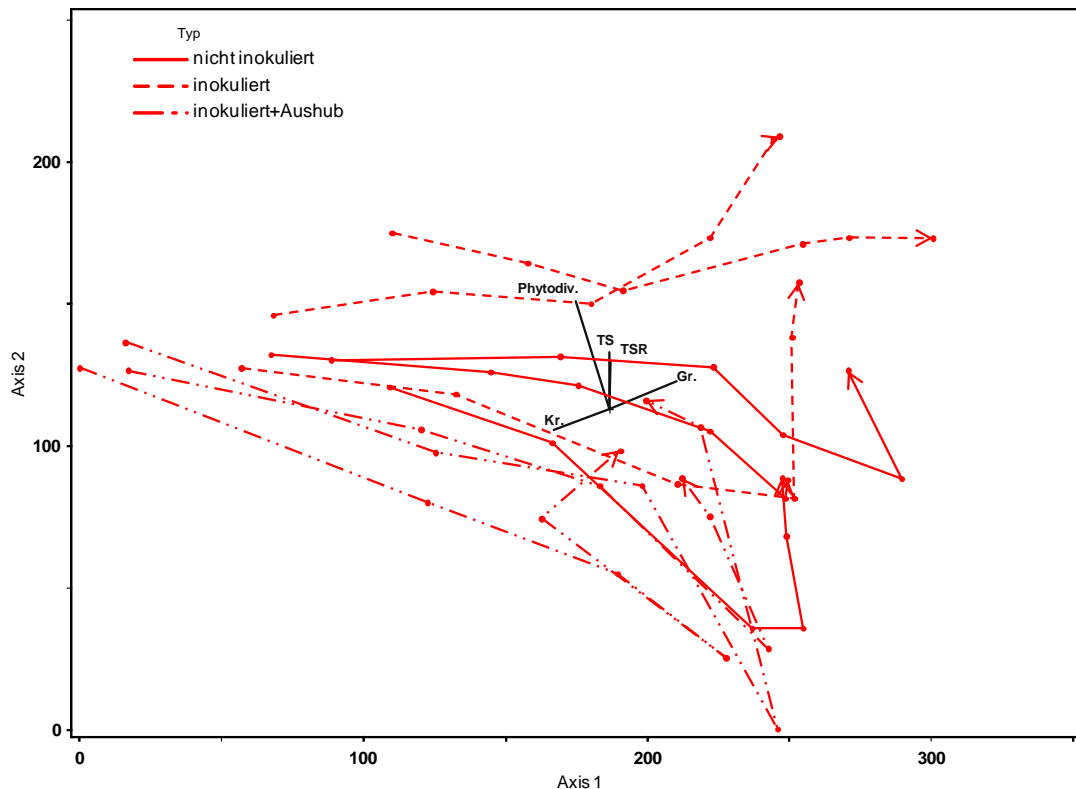


Abb. 3.9: Ordination (DCA) der Vegetationsaufnahmen 2005-2010 der Fläche „Nachtweide“. Eigenwerte: 1. Achse: 0,41, 2. Achse: 0,18. Parameter: Gr. (Graminoidendeckung), Kr. (Kräuterdeckung), Phytodiv. (Phytodiversität), TS (Zielartenanzahl), TSR (qual. Zielartenindex).

Im Ordinationsdiagramm (Abb. 3.9) macht sich der klare Entwicklungsverlauf durch einen Gradienten, welcher durch den Anstieg der Graminoidendeckung bzw. Abnahme der Kräuterdeckung charakterisiert ist, auf der ersten Achse bemerkbar. Seit 2009 ist die Entwicklungsgeschwindigkeit verlangsamt oder kehrt sich im Fall der Aushub-überdeckten Flächen teilweise um. Die zweite Achse separiert die drei Behandlungen und zeigt eine höhere Phytodiversität und leicht erhöhte Zielartenindizes der inokulierten Flächen.

Im alten Kauf

Bei beiden Behandlungen (kommerzielle Ansaat, Inokulation) ging die anfängliche Dominanz der Kräuter im 4. Jahr der Untersuchung in eine Gräserdominanz über. Dieser Effekt war signifikant (Tab. 3.2) und bei der Ansaatbehandlung deutlicher. Eine weitere Gemeinsamkeit war das Vorherrschen von Annuellen im ersten Jahr; diese traten danach zugunsten der ausdauernden Arten zurück. Der signifikante Effekt der Streudeckung (Tab. 3.2) ist durch die Applikation des Inokulationsmaterials zu erklären. Die Aufnahmen von 2010 sind nur eingeschränkt interpretierbar, da in diesem Jahr eine Mahd vor der Vegetationsaufnahme erfolgte.

	Ansaat Funktion	R ²	Inokulation Funktion	R ²
Gasamtdeck.	$y = -0,867x + 95,333$	0,12	$y = -4,048x^2 + 27,686x + 54,067$	0,71***
Graminoide	$y = -3,691x^2 + 28,976x + 8,333$	0,41*	$y = 10,3x + 4,3$	0,37*
Krautige	$y = 3,691x^2 - 28,976x + 94,333$	0,50*	$y = -3,810x^2 + 18,524x + 52,333$	0,23
Moose	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Streu	$y = -0,033x + 0,167$	0,04	$y = 13,406x^2 - 98,997x + 168,6$	0,86***
Offenboden	$y = -0,3x + 2,967$	0,03	$y = 10,071x^2 - 7,5286x + 12,4$	0,23
Az	$y = -1,738x^2 + 8,595x + 18,333$	0,41*	$y = -2,7x + 41,233$	0,51**
TS	n.b.	n.b.	$y = -0,238x^2 + 1,495x - 0,6$	0,19
TSR	n.b.	n.b.	$y = 0,007x^2 + 0,046x - 0,023$	0,24
Höhe	$y = -11,959x^2 + 65,014x + 25,27$	0,59**	$y = -11,905x^2 + 63,762x + 25,332$	0,78***

Tab. 3.2: Bestimmtheitsmaße (R²) und Funktionen der Vegetationsparameter in Abhängigkeit von den verschiedenen Untersuchungsjahren, aufgeteilt nach den verschiedenen Maßnahmen auf der Fläche Im alten Kauf. Signifikanzniveau: * p < 0,05; ** p < 0,01; *** p < 0,001. Az (Artenzahl), TS (Zielartenzahl), TSR (qual. Zielartenindex), n.b. (nicht berechenbar).

Die mittlere Artenzahl der konventionell eingesäten Flächen stieg bis auf 30 im Jahr 2009 und fiel auf 16 Arten im Jahr 2010 ab, die anfänglich hohe mittlere Artenzahl (38) der inokulierten Flächen fluktuierte etwas, erreichte im Jahr 2009 einen Wert von 34 und fiel dann wiederum auf 26 Arten im Jahr 2010, insgesamt zeigte sich eine signifikante leichte Abnahme an Arten (Tab. 3.2). Die inokulierten Flächen waren aber nicht nur in jedem Jahr artenreicher als die kommerziell angesäten, sie wiesen auch einen höheren Anteil an Zielarten auf. Während sich auf letzteren keine Zielarten ansiedeln konnten, waren nach Heuansaat insgesamt sechs Arten feststellbar: *Achillea ptarmica*, *Galium uliginosum*, *Galium verum* s. l., *Silene flos-cuculi*, *Valeriana pratensis* sowie als Lückenzeiger im Molinietalia-Komplex *Ranunculus flammula*. Von diesen, erreichte *Achillea ptarmica* auf einer Probefläche in den letzten beiden Jahren eine Deckung von 5-6 %. Diese Entwicklung spiegelt sich auch im quantitativen Zielartenindex wider, welcher kontinuierlich von sehr geringen Werten auf 0,03 im letzten Jahr anstieg.

Im Ordinationsdiagramm (Abb. 3.10) kann man zum einen die Sukzession (entlang der ersten Achse) erkennen; vor allem von 2006 nach 2007 gab es eine erhebliche Entwicklung. Zum anderen trennen sich entlang der zweiten Achse während der gesamten Zeit die beiden Behandlungstypen, wobei die inokulierten Flächen deutlich höhere Arten- und Zielartenzahlen erreichten. Die Entwicklung auf der 2. Achse im letzten Jahr ist durch die Mahd vor der Vegetationsaufnahme bedingt.

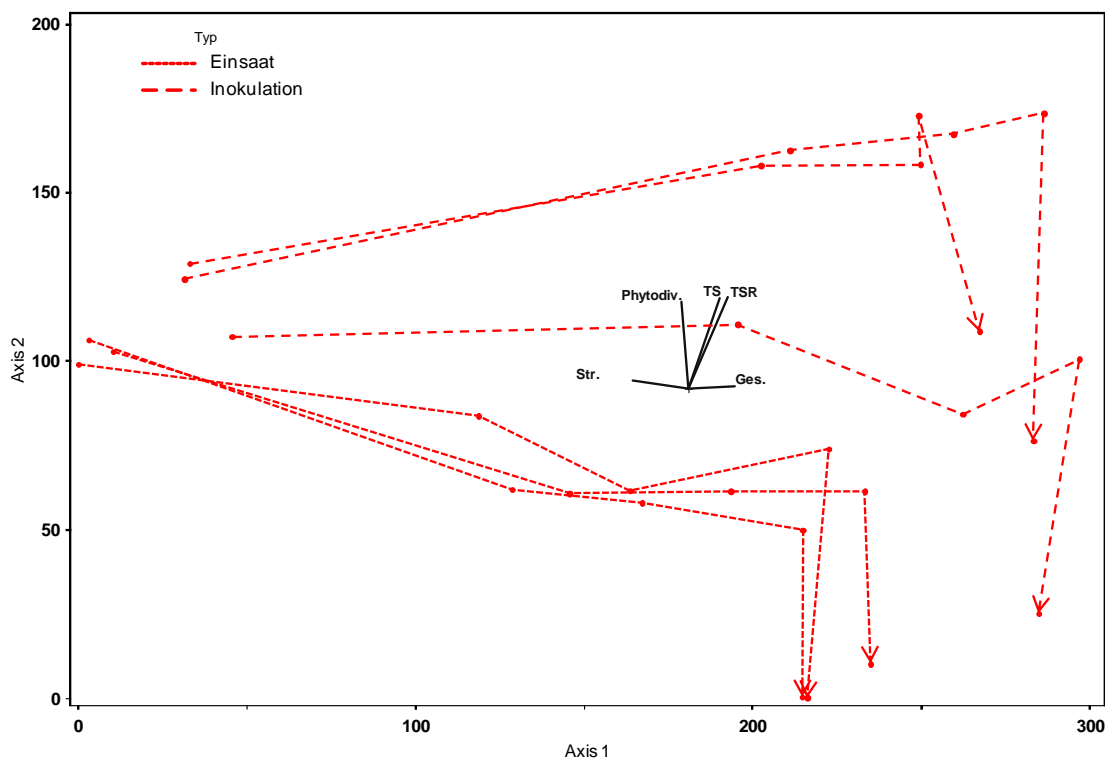


Abb. 3.10: Ordination (DCA) der Vegetationsaufnahmen für die Jahre 2005-2010 der Fläche „Im alten Kauf“. Eigenwerte: 1. Achse: 0,53, 2. Achse: 0,15. Parameter: Ges. (Gesamtdeckung), Phytodiv. (Phytodiversität), Str. (Streudeckung), TS (Zielartenanzahl), TSR (qual. Zielartenindex).

3.3.3.2 Grünland mit Schafbeweidung und teilweise Restitution

Kohlhof

Der Vergleich der mit Schafen beweideten und der unbeweideten Flächen zeigt eine große Ähnlichkeit in Hinblick auf Struktur wie auch Artenzusammensetzung der Bestände. Dominierend waren in den einzelnen Jahren verschiedene Süßgräser: *Elymus repens*, *Festuca rubra* agg., *Poa pratensis* s. l. und im letzten Jahr besonders *Arrhenatherum elatius*. *Cirsium arvense* bildete in einzelnen Jahren/Flächen Fazies. Es gab aber eine Reihe von bemerkenswerten Unterschieden: So konnte sich bis zum Jahr 2009 auf der Brachfläche deutlich mehr Streu ansammeln (93 % zu 28 %), was allerdings 2010 nicht mehr deutlich ausgeprägt war (67 % zu 53 %). Auf beiden Flächentypen war die Akkumulation von Streu signifikant (Tab. 3.3). *Cirsium arvense* wurde teilweise nicht so stark zurückgedrängt, es bildete sich auf 2 von 3 Probeflächen eine Strauchschicht aus *Crataegus monogyna* (10-15 % deckend); auch *Cornus sanguinea* und *Prunus spinosa* waren vorhanden, dies schlägt sich in einem signifikanten Anstieg der Vegetationshöhe nieder (Tab. 3.3). Auffällig war eine deutliche Zunahme von *Arrhenatherum elatius* auf allen Flächen. Die mittleren Artenzahlen lagen in den ersten beiden Jahren einheitlich bei 19 bzw. 21. Bis zum letzten Jahr stiegen sie mit Beweidung auf 23, bei Brache hingegen sanken sie auf 16 (signifikanter Effekt, Tab. 3.3). Ursächlich war einerseits der Verlust einiger Grünlandarten nach Brachfallen (z. B. *Festuca pratensis*, *Bromus hordeaceus*, *Lolium perenne*, *Trifolium repens*) und andererseits das Neuauftreten einiger Arten nur bei Beweidung (z. B. *Medicago minima*, *Trifolium dubium*, *Hypochaeris radicata*). Es handelt sich hier teilweise um typische Arten des frischen

Grünlandes. *Medicago minima* wurde offenbar durch die Schafe aus den Sandrasen eingeschleppt, wird sich jedoch sicherlich nicht längerfristig etablieren können. Als einzige Art des (wechsel)feuchten Grünlandes war *Galium wirtgenii* seit 2009 auf einer Fläche vorhanden.

Bei der Aufnahme im Jahr 2006 waren die abgeschobenen und inokulierten Flächen noch zu 95-100 % mit der Inokulationsstreu bedeckt, in den Folgejahren hat sich die Streu komplett abgebaut, und es entwickelten sich eine Reihe von Ruderalarten (dominant *Crepis setosa* oder *Convolvulus arvensis*) aber auch Grünlandarten wie *Trifolium repens* und *Holcus lanatus* (sonst auf der Fläche fehlend). Obwohl die Krautigen im 5. Jahr (2010) nach der Maßnahme immer noch dominierten (55 % Deckung) nahmen die Gräser sukzessive bis auf 33 % zu. Auch die Artenzahl stieg beständig und erreichte im Jahr 2010 insgesamt 38 Arten. Beide Effekte waren hoch signifikant (Tab. 3.3). Eine große Anzahl von Süßgräsern wurde durch die Abschiebung reduziert, nahm dann jedoch stetig wieder zu (z. B. *Arrhenatherum elatius*, *Dactylis glomerata*, *Festuca rubra* agg., *Festuca pratensis*, *Bromus hordeaceus*, *Lolium perenne*). Zu den vorher schon vorhandenen, aber durch die Abschiebung geförderten Arten gehörten *Convolvulus arvensis* und *Taraxacum* sect. *Ruderalia*. Vorher nicht auf der Fläche vertreten, aber seit der Restitution regelmäßig zu finden waren sehr viele Arten des frischen bis mittleren Grünlandes wie beispielweise *Holcus lanatus*, *Festuca arundinacea*, *Ranunculus repens*, *Rumex acetosa*, *Ranunculus acris* und *Veronica chamaedrys*. Als Zielarten konnten sich durch die Restitution *Silene flos-cuculi* und *Galium wirtgenii* regelmäßig, aber mit kleinen Deckungen etablieren. Im Jahr 2010 gesellten sich die Zielarten *Cirsium tuberosum* und *Linum catharticum* hinzu. Die drei Zielarten *Cirsium tuberosum*, *Galium wirtgenii* und *Linum catharticum* wurden auf kleinen Untersuchungsflächen eines anderen Experimentes untersucht (Kapitel 5) und wanderten von dort in die Flächen ein, wurden somit nicht durch die Inokulation mit Heu eingebracht. Der quantitative Zielartenindex zeigte einen tendenziellen Anstieg der Zielartendeckung auf den restituierten Flächen (bis auf 0,05 im Jahr 2010) sowie in den letzten beiden Jahren auf den beweideten Flächen (bis 0,002). Zielartenanzahl sowie der Zielartenindex zeigten eine positiv lineare, hochsignifikante Entwicklung über den Untersuchungszeitraum (Tab. 3.3).

	Beweidet Funktion	R ²	Unbeweidet Funktion	R ²	Inokulation Funktion	R ²
Gesamtdeck.	$y = -0,893x + 83,81$	0,08	$y = -1,845x + 85,714$	0,27*	$y = 3,611x^2 - 28,889x + 109,52$	0,38*
Graminoide	$y = 1,508x^2 - 13,135x + 81,667$	0,19	$y = -3,75x + 73,095$	0,18	$y = 5,07x^2 - 47,107x + 123,61$	0,66***
Krautige	$y = -1,667x^2 + 12,857x + 7,381$	0,23	$y = 1,333x + 18,762$	0,02	$y = 6,976x + 7,476$	0,52***
Moose	$y = 0,681x^2 - 3,093x + 3,15$	0,51**	$y = 0,52x^2 - 3,126x + 3,881$	0,39*	$y = 0,206x^2 - 1,126x + 1,205$	0,49**
Streu	$y = 6,619x - 3,571$	0,37**	$y = -5,972x^2 + 61,504x - 66,476$	0,83***	$y = -2,654x + 28,286$	0,03
Offenboden	$y = 0,185x^2 - 1,989x + 5,7$	0,47**	$y = 0,269x^2 - 2,439x + 6,236$	0,33*	$y = -1,182x^2 + 10,006x - 9,71$	0,29*
Az	$y = 0,8571x + 18,381$	0,15	$y = 0,345x^2 - 3,393x + 22,524$	0,35**	$y = 4,643x + 8,905$	0,64***
TS	$y = 0,06x - 0,143$	0,17	n.b.	n.b.	$y = 0,512x - 1$	0,82***
TSR	$y = 0,002x - 0,005$	0,16	n.b.	n.b.	$y = 0,013x - 0,024$	0,79***
Höhe	$y = 2,083x + 75,952$	0,03	$y = 5,179x + 67,143$	0,47***	$y = 1,012x + 62,857$	0,01

Tab. 3.3: Bestimmtheitsmaße (R²) und Funktionen der Regression von Vegetationsparameter in Abhängigkeit von den verschiedenen Untersuchungsjahren, aufgeteilt nach den verschiedenen Maßnahmen auf der Fläche Kohlhof. Signifikanzniveau: * p < 0,05; ** p < 0,01; *** p < 0,001. Az (Artenzahl), TS (Zielartenzahl), TSR (qual. Zielartenindex), n.b. (nicht berechenbar).

Die Ordination unterstreicht die Trennung der restituierten Flächen von den übrigen Flächen auf der ersten Achse (Abb. 3.11). Erstere besaßen eine höhere Diversität und höhere Kräuter-Deckung. Die nicht inokulierten Flächen (beweidet und unbeweidet) entwickelten sich entlang der zweiten Achse. Diese korreliert besonders mit der Zunahme der

Streudeckung. Die Verschiebung der beweideten bzw. nicht beweideten Flächen auf der ersten Achse deutet die höhere Diversität der ersteren an.

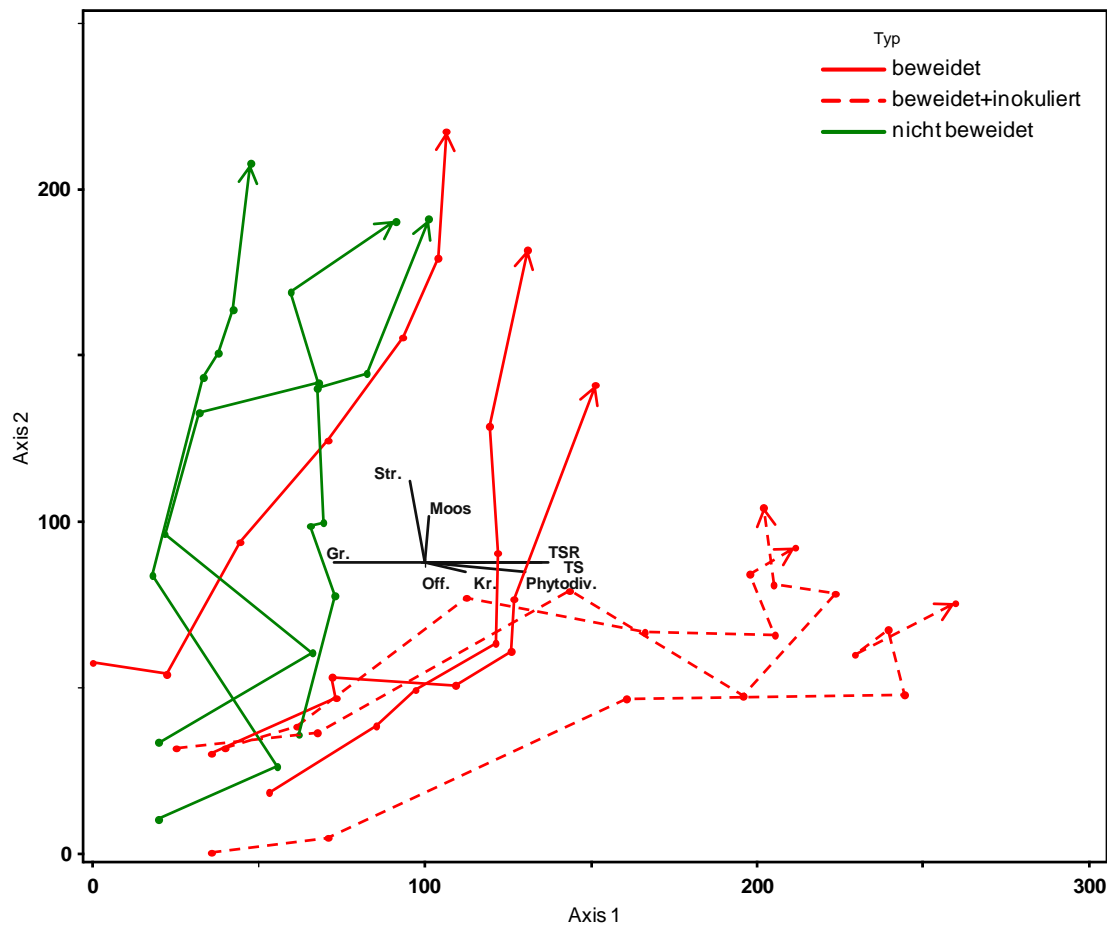


Abb. 3.11: Ordination (DCA) der Vegetationsaufnahmen für die Jahre 2004-2010 der Fläche „Kohlhof“. Eigenwerte: 1. Achse: 0,38, 2. Achse: 0,20. Parameter: Gr. (Graminoiden-), Kr. (Kräuter-), Moos (Moosdeckung), Off. (Offenbodenanteil), Phytodiv. (Phytodiversität), Str. (Streudeckung), TS (Zielartenanzahl), TSR (Zielartenindex).

Blechlöse

Insgesamt nur geringe Veränderungen zeigten sich auf den Schaf-beweideten Flächen, wobei hier in den meisten Jahren im Frühsommer zusätzlich eine Mahd stattfand. *Arrhenatherum elatius* dominierte hier vollkommen (> 70 % Deckung). Die Deckung der Krautigen war stets gering – nur auf einer der drei Flächen war in den Jahren bis 2009 eine Zunahme von *Cirsium arvense* auf 60 % festzustellen. Im letzten Jahr fiel die Deckung dieser Art auf 40 %, dafür kamen zusätzlich *Galium aparine* und *Vicia tetrasperma* zu hohen Deckungen. Die Phytodiversität nahm auf allen Flächen zu, im Mittel von 9 auf 17 und hatte einen signifikant polynomischen Verlauf (Tab. 3.4). Auch die Streudeckung erhöhte sich signifikant und erreichte 2010 im Mittel 8 %. Zu den geförderten Arten gehörten einige Wiesengräser wie *Dactylis glomerata* und *Festuca rubra* agg.. Neu traten Störzeiger/Ruderalarten auf (so regelmäßig *Epilobium adnatum/lamyi* bzw. *Galium aparine* und seltener *Lamium purpureum*), jedoch keine Zielarten.

Ohne Beweidung veränderte sich die Bestandsstruktur in den sieben Jahren rasch. Die mittlere Deckung der Gräser sank signifikant von 93 auf 17 %, die der Kräuter nahm

signifikant zu (im letzten Jahr auf 75 %) und seit 2008 entwickelte sich eine Strauchschicht, die zuletzt 4 m Höhe und 15 % mittlere Deckung erreichte (*Acer pseudoplatanus*, *Acer campestre*, *Cornus sanguinea* u. a.). Auf einer Fläche bildete sich auch eine ausgeprägte Moosschicht aus. Die Streudeckung nahm hier auf ca. 27 % im letzten Jahr zu (nachdem sie zwischenzeitlich 96 % erreichte), aber auch hier stieg die Phytodiversität signifikant an: 9 → 14 Arten. Die dominanten Arten waren entweder *Epilobium adnatum/lamyi*, *Galium aparine* oder *Urtica dioica*. Neben diesen profitierten vom Brachfallen vor allem *Poa trivialis*, eine Reihe von Gehölzen incl. *Rubus fruticosus* agg. sowie auf einer Fläche auch *Phragmites australis*. Zielarten stellten sich nicht ein.

Charakteristisch für die abgeschobenen und inokulierten Flächen war eine Dominanz von *Elymus repens* oder *Holcus lanatus*, während sich das vormals vorherrschende Gras *Arrhenatherum elatius* zwar erholte, aber 5 % Deckung nur 2010 nur auf einer Fläche überschritt. Die mittlere Artenzahl stieg bis zum Jahr 2010 auf 28 an und lag damit deutlich über den unbehandelten Flächen (17). Es stellten sich vor allem eine Reihe von Wiesengräsern ein, die den nicht restituierten Flächen fehlten, z. B. *Alopecurus pratensis*, *Lolium perenne* und *Holcus lanatus*. Etabliert hat sich ferner regelmäßig die Zielart *Lythrum salicaria*. Unbeständig traten außerdem die Zielarten *Lotus pedunculatus*, *Galium uliginosum*, *Achillea ptarmica* sowie *Silene flos-cuculi* auf. Strukturell besaßen diese Bestände im letzten Jahr im Vergleich zu den nicht-abgeschobenen, mit Ausnahme einer Fläche, geringere Graminoidendeckungen und höhere Krautdeckungen, besonders von *Symphytum officinale*.

Das Fräsen hatte deutlich geringere Auswirkungen auf die Vegetation. Auf allen drei Flächen dominierte 2009 wieder der Glatthafer. Im Jahr 2010 nahm diese Dominanz leicht ab, und weitere Gräser (*Dactylis glomerata*, *Festuca pratensis*, *Holcus lanatus* etc.) hatten hohe Deckungen. Der Artenreichtum war mit 18 im letzten Jahr nur leicht größer als auf den unbehandelten Flächen. Der Etablierungserfolg von Zielarten war hier noch geringer als auf den abgeschobenen Flächen: Nur auf 2 Flächen konnte *Lythrum salicaria* im Verlauf der Untersuchung vorgefunden werden, im letzten Jahr nur noch auf einer Fläche.

Auf den restituierten Flächen waren die Effekte der Bewirtschaftung ganz ähnlich wie auf den unbehandelten. Auch hier waren jeweils bei Brache die Gräserdeckungen niedriger und die Kräuter- und Streudeckungen höher als bei Beweidung, und es siedelten sich Gehölze an, die letztlich Strauch- bzw. Baumschichten mit einzelnen Höhen von bis zu 6 m und max. 50 % Deckung bildeten.

	Kontrolle			
	Beweidet Funktion	R ²	Unbeweidet Funktion	R ²
Gesamtdeck.	$y = -0,488x + 95,333$	0,09	$y = 2,54x^2 - 21,651x + 116,57$	0,37*
Graminoide	$y = -1,238x^2 + 6,619x + 86,19$	0,32*	$y = -14,357x + 104,48$	0,80***
Krautige	$y = 1,538x^2 - 8,567x + 11,336$	0,26	$y = 13,711x - 17,312$	0,76***
Moose	$y = -0,2518x + 2,112$	0,10	$y = 3,0571x - 6,314$	0,15
Streu	$y = 0,988x + 0,333$	0,39**	$y = -5,571x^2 + 47,048x - 41,619$	0,36*
Offenboden	$y = -0,5x + 4,002$	0,36**	$y = -0,631x + 5,1$	0,25*
Az	$y = 0,488x^2 - 2,441x + 10$	0,71***	$y = x + 6,095$	0,38**
TS	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
TSR	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Höhe	$y = -3,671x^2 + 36,806x + 64,524$	0,42**	$y = 34,643x + 37,619$	0,61***
	Inok. + Bodenabtrag			
	Beweidet Funktion	R ²	Unbeweidet Funktion	R ²
Gesamtdeck.	$y = -2,708x^2 + 26,387x + 21,5$	0,69***	$y = -3,304x^2 + 29,982x + 18,5$	0,46**
Graminoide	$y = 10,448x + 14,6$	0,48**	$y = 8,2x + 9,8$	0,25*
Krautige	$y = -2,0286x + 33,489$	0,03	$y = -0,905x + 40,444$	<0,01
Moose	$y = 2,497x - 4,069$	0,18	$y = -0,167x^2 + 1,147x - 1,072$	0,13
Streu	$y = -6,238x + 57,667$	0,12	$y = 2,619x + 46,667$	0,02
Offenboden	$y = 3,035x^2 - 26,489x + 53,527$	0,58**	$y = 2,494x^2 - 21,763x + 43,9$	0,53**
Az	$y = 0,804x^2 - 5,511x + 31,767$	0,28	$y = 0,649x^2 - 5,046x + 29,1$	0,28
TS	$y = 0,048x + 0,889$	0,01	$y = 0,133x + 0,644$	0,10
TSR	$y = 0,002x + 0,036$	0,01	$y = 0,006x + 0,032$	0,11
Höhe	$y = -5,394x^2 + 49,364x - 12,136$	0,69***	$y = 44x + 1$	0,90***
	Inok. + Fräsen			
	Beweidet Funktion	R ²	Unbeweidet Funktion	R ²
Gesamtdeck.	$y = 3,131x + 70,952$	0,16	$y = 2,068x^2 - 16,694x + 95,095$	0,13
Graminoide	$y = 3,3234x^2 - 21,29x + 86,667$	0,28	$y = -7,012x + 65,381$	0,27*
Krautige	$y = -2,556x^2 + 19,992x - 6,81$	0,17	$y = 6,964x + 7,905$	0,31**
Moose	$y = -0,037x + 0,207$	0,12	$y = 0,437x^2 - 2,921x + 4,381$	0,20
Streu	$y = -3,825x^2 + 27,079x - 9,952$	0,21	$y = -4,167x^2 + 37,31x - 26,286$	0,25
Offenboden	$y = -1,368x + 10,14$	0,12	$y = -1,523x + 13,617$	0,08
Az	$y = 0,571x + 14,429$	0,03	$y = 1,405x + 8,667$	0,26*
TS	$y = 0,012x + 0,381$	<0,01	$y = 0,119x + 0,238$	0,19*
TSR	$y = -0,001x + 0,027$	<0,01	$y = -0,004x^2 + 0,034x - 0,018$	0,20
Höhe	$y = -4,44x^2 + 49,519x + 11,065$	0,81***	$y = 75,298x - 61,667$	0,75***

Tab. 3.4: Bestimmtheitsmaße (R²) und Funktionen der Regression von Vegetationsparameter in Abhängigkeit von den verschiedenen Untersuchungsjahren, aufgeteilt nach den verschiedenen Maßnahmen auf der Fläche Blechlose. Signifikanzniveau: * p < 0,05; ** p < 0,01; *** p < 0,001. Az (Artenzahl), TS (Zielartenzahl), TSR (qual. Zielartenindex), n.b. (nicht berechenbar).

Ebenso lagen die Artenzahlen bei ähnlichen oder leicht höheren Werten von 20 (Fräsen) bzw. 22 (Abschiebung). Dominanzbildner waren wiederum *Urtica dioica* sowie *Cirsium arvense* auf den gefrästen Flächen und *Elymus repens* sowie *Symphytum officinale* (eine Fläche) auf den abgeschobenen. Auf den letzteren befanden sich im letzten Jahr hohe Deckungen von *Acer pseudoplatanus* während *Rubus fruticosus* agg. auf den gefrästen Flächen bis zu 50 % Deckung erreichte. Auch siedelte sich teilweise Schilf an und erreichte im Jahr 2010 bereits Deckungen bis zu 10 %. An Zielarten war, wie auf den beweideten Flächen, *Lythrum salicaria* mit Deckungen bis 5 % (2007) vorhanden. Sporadisch trat außerdem *Silene flos-cuculi* (2010 auf einer abgeschobenen Fläche) auf sowie als weitere bemerkenswerte Art *Cyperus fuscus* einmal auf einer abgeschobenen Fläche.

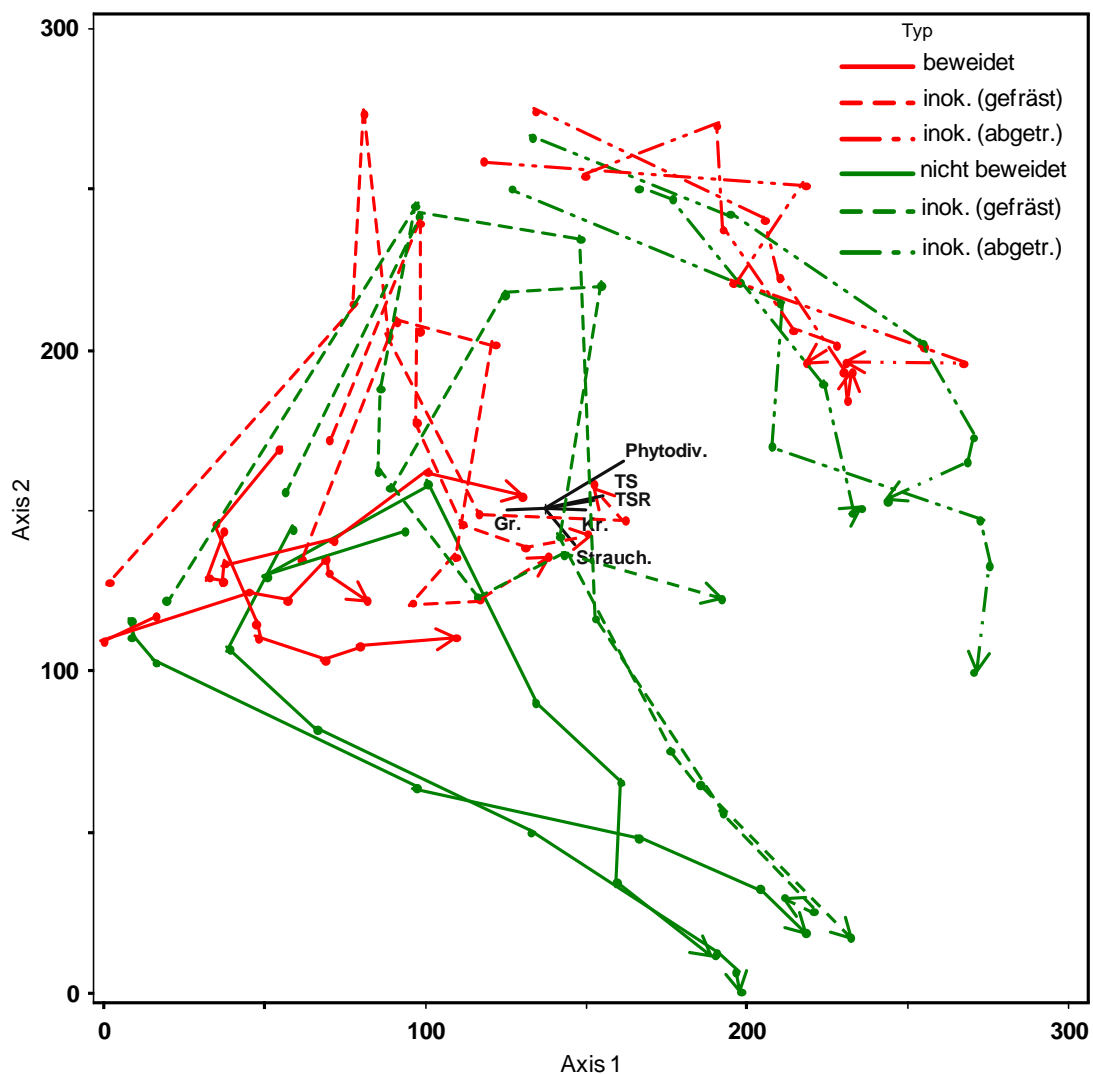


Abb. 3.12: Ordination (DCA) der Vegetationsaufnahmen für die Jahre 2004-2010 der Fläche „Blechlose“. Eigenwerte: 1. Achse: 0,38, 2. Achse: 0,33. Parameter: Kr. (Kräuterdeckung), Phytodiv. (Phytodiversität), Strauch. (Strauchschichtdeckung), TS (Zielartenanzahl), TSR (Zielartenindex).

Der quantitative Zielartenindex belegt – bei geringen Werten – den Effekt der Abschiebung mit Inokulation. So konnten auf den beweideten Flächen mit Bodenabtrag Werte bis 0,01 berechnet werden und der Index war in allen Jahren etwas höher als jener der gefrästen Flächen (0,0004). Die unbeweideten Flächen hatten im Vergleich etwas höhere Werte in beiden Ansätzen (Bodenabtrag 0,02, Fräsen 0,01), dies war bei den gefrästen Flächen deutlicher ausgeprägt. Insgesamt konnte kein deutlicher Anstieg über die Jahre festgestellt werden.

Auch die Ordination aller Flächentypen der „Blechlose“ lässt eine Trennung der abgeschobenen Flächen (mit und ohne Beweidung) von den übrigen Flächen erkennen (Abb. 3.12). Dagegen sind die gefrästen nicht deutlich von den unbehandelten (beweidet/nicht beweidet) verschieden. So entwickelten sich beide beweidete bzw. nicht beweidete Typen ähnlich. Die Entwicklung der Flächen entlang der ersten Achse korreliert mit einer Zunahme der Phytodiversität sowie einer höheren Krautdeckung. Die Trennung der Flächen mit Beweidungsausschluss von den Vergleichsflächen mit Beweidung entlang der zweiten Achse korreliert mit dem Anstieg der Strauchschichtdeckung.

3.3.3.3 Nasse Standorte mit Rinderbeweidung

Holzfläche

Die drei Rinder-beweideten und unbeweideten Flächen in diesem Gebiet erfuhren in den Beobachtungsjahren Umschichtungen in ihrer floristischen Struktur. Zu Beginn der Untersuchungen kennzeichneten hohe Deckungen an Graminoiden (vor allem *Typha latifolia* und teilweise *Poa trivialis*, *Juncus inflexus*) die Bestände und erreichten zusammen 80 % (beweidet) bzw. 60 % (unbeweidet); aber auch die Kräuter erreichten mit 40-50 % (beweidet) bzw. 70-80 % (unbeweidet) hohe Werte (vor allem *Ranunculus repens*, *Calystegia sepium*). Die Höhe der Feldschicht lag bei ca. 170 cm und die Phytodiversität bei 16 Arten. Generelle Tendenzen in den Untersuchungsjahren waren eine Abnahme der Kräuter (in beiden Fällen signifikant, Tab. 3.5), ein Rückgang der Artenzahl auf Werte von 11 (beweidet) und 12 (unbeweidet) bis zum Jahr 2010 und eine Zunahme der Höhe der Vegetation auf maximal 240 cm (beweidet) bzw. 270 cm (unbeweidet) im Jahr 2009 bzw. 208 cm und 165 cm im Jahr 2010. Unabhängig von der Beweidung entwickelte sich entweder (wieder) ein *Typha latifolia* (teilweise mit *Juncus inflexus*)-dominierter Bestand oder eine *Carex acutiformis*-Fazies. Eine beweidete Fläche entwickelte zum Jahr 2010 einen *Sparganium erectum* s. l./*Schoenoplectus lacustris*-dominierten Bestand. Die Deckung der Streu fluktuierte stark (mit signifikantem polynomischen Verlauf, Tab. 3.5) und ließ 2009 und 2010 keinen Beweidungseffekt erkennen.

	Beweidet		Unbeweidet	
	Funktion	R ²	Funktion	R ²
Gesamtdeck.	$y = -0,762x^2 + 3,667x + 91,857$	0,34*	$y = -1,06x^2 + 95,905$	0,06
Graminoide	$y = 0,595x + 71,429$	0,01	$y = 6,786x + 40,238$	0,37**
Krautige	$y = -4,655x + 45,905$	0,27*	$y = -11,25x + 81,714$	0,58***
Moose	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Streu	$y = 5,5x^2 - 44,571 + 100,62$	0,55***	$y = 4,405x^2 - 31,905x + 80,714$	0,47**
Offenboden	$y = 0,064x - 0,002$	0,02	$y = 0,023x + 0,005$	0,01
Az	$y = 0,441x + 15,752$	0,12	$y = -0,631x + 16,762$	0,14
TS	$y = 0,095x + 1,476$	0,12	$y = -0,012x + 1,286$	0,00
TSR	$y = 0,011x + 0,09$	0,34	$y = 0,004x + 0,074$	0,04
Höhe	$y = 6,667x^2 - 38,452x + 165,95$	0,26	$y = 22,202x + 79,286$	0,32**

Tab. 3.5: Bestimmtheitsmaße (R²) und Funktionen der Regression von Vegetationsparameter in Abhängigkeit von den verschiedenen Untersuchungsjahren, aufgeteilt nach den verschiedenen Maßnahmen auf der Fläche Holzfläche. Signifikanzniveau: * p < 0,05; ** p < 0,01; *** p < 0,001. Az (Artenzahl), TS (Zielartenzahl), TSR (qual. Zielartenindex), n.b. (nicht berechenbar).

Auf den Flächen waren wenige typische Arten des Feuchtgrünlandes (regelmäßig nur *Lythrum salicaria*, sehr selten *Filipendula ulmaria*) vertreten, ohne dass eine gerichtete Tendenz oder ein Beweidungseffekt zu erkennen war. Der quantitative Zielartenindex zeigt insgesamt leicht höhere Werte auf den beweideten Flächen (beweidet; max. 0,2 im Jahr 2008 bzw. unbeweidet; max. 0,1 im Jahr 2007). In den beiden letzten Jahren 2009 und 2010 fallen beide Indizes wieder ab, was deutlicher auf den unbeweideten Flächen erkennbar ist.

Die geringe Beweidungsintensität kommt auch im Ordinationsdiagramm (Abb. 3.13) zum Ausdruck. Hier trennen sich zwar frühe und späte Aufnahmezeitpunkte, nicht jedoch beweidete und unbeweidete Flächen. Entlang der ersten Achse ist bei fast allen Beständen eine gerichtete Entwicklung festzustellen, die mit der erwähnten Umschichtung zugunsten

der Graminoiden zusammenhängt. Entlang der zweiten Achse trennt sich die von *Sparganium erectum* agg./*Schoenoplectus lacustris*-dominierte Fläche von den übrigen Flächen ab.

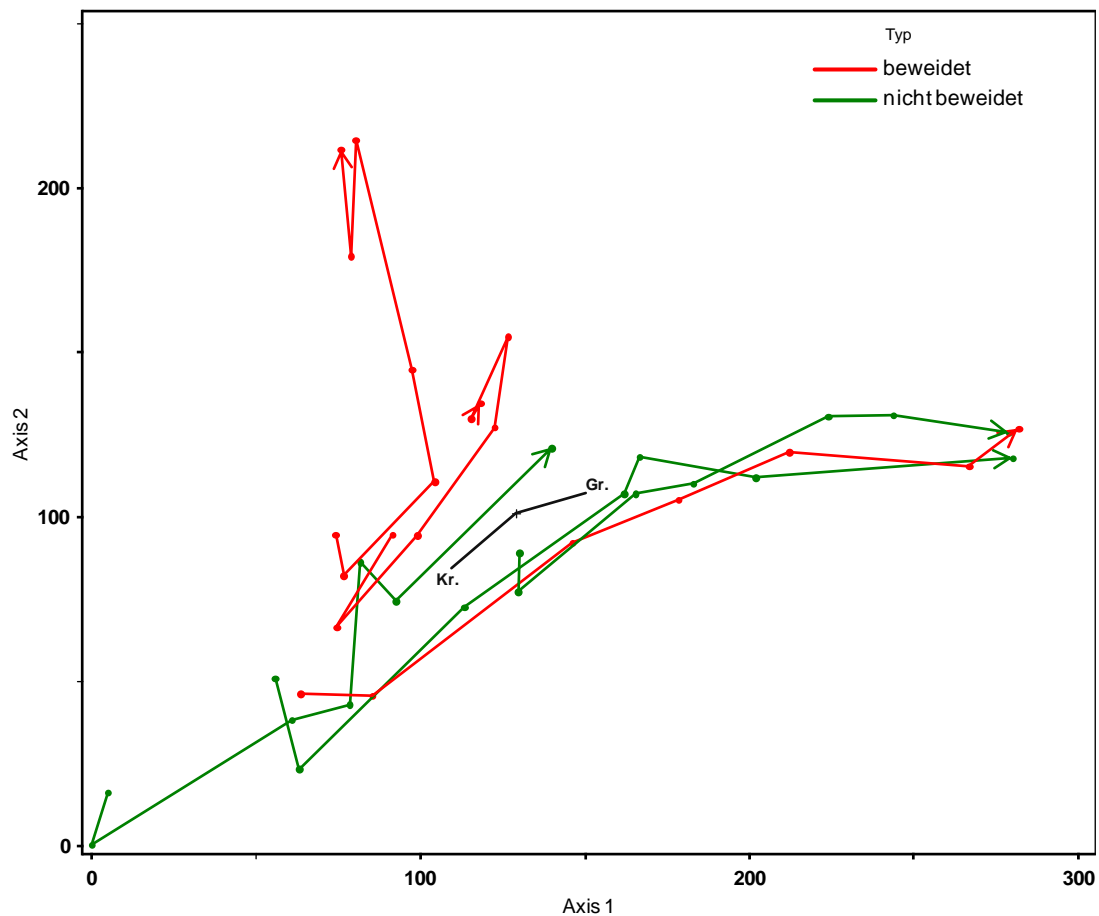


Abb. 3.13: Ordination (DCA) der Vegetationsaufnahmen für die Jahre 2004-2010 der Fläche „Holzlache“. Eigenwerte 1. Achse: 0,40, 2. Achse: 0,21. Parameter: Gr. (Graminoidendeckung), Kr. (Kräuterdeckung).

Fasanenlache

In diesem Gebiet wurden zwei benachbarte Flurstücke untersucht, die sich im Ausgangsbestand deutlich unterschieden und daher im Folgenden getrennt behandelt werden. Die Vegetationsaufnahmen des Jahres 2010 konnten aus Witterungsgründen erst nach der Rinderbeweidung stattfinden, was bei der Interpretation der Daten einzubeziehen ist.

-Grünlandeinsaat

Auf der Rinder-beweideten Fläche (ohne Schilf-Fazies) kam es zu einer leichten Reduktion der Deckung der Süßgräser mit häufig wechselnden Dominanzbildenden (z. B. *Festuca pratensis*, *Holcus lanatus*, *Phleum pratense*, *Dactylis glomerata*, *Agrostis stolonifera*, *Glyceria declinata*). *Carex acutiformis* erreichte im letzten Jahr auf einer Fläche dominante Deckungen. Die Streudeckung nahm von ca. 13 auf ca. 9 % bis zum Jahr 2010 ab. Die Höhe der Krautschicht zeigte eine leichte Zunahme (ca. 90 → 100 cm) bis zu diesem Jahr. Die Artenzahl blieb bis zu diesem Jahr auf 2 Flächen etwa konstant, auf 2 erhöhte sie sich

deutlich (im Mittel: 11 → 15 Arten), was bedingt war durch das Vorkommen von Grünlandarten (z. B. *Trifolium repens*), Störzeigern (*Geranium dissectum*, *Epilobium adnatum*) und einigen Gehölzkeimlinge. Im letzten Jahr 2010 kam es nochmals zu einem starken Anstieg der Artenzahl auf zwei Flächen und leichten Anstiegen auf den beiden anderen Flächen. Der starke Anstieg war durch das Vorkommen von Graminoiden bedingt (z. B. *Carex hirta*, mehrere *Juncus*-Arten), auf einer Fläche allerdings besonders durch das Auftreten von Ruderalarten verursacht durch Bodenverwundungen aufgrund Wildschweinaktivität. Das Ordinationsdiagramm (Abb. 3.14) zeigt eine Tendenz zur Zyklizität im Fall von 2 Flächen, welche in oberen Bereich (2. Achse) stehen, dagegen zeigen die im unteren Bereich platzierten Einsaatbestände besonders im letzten Jahr eine Entwicklung entlang der ersten Achse in Richtung Seggenbestände.

Auf den beiden Brachflächen waren einige der o. g. Trends verstärkt, so die signifikante Zunahme (Tab. 3.6) der Streudeckung (13 → 65 %) und der Höhe der Feldschicht (80 → 240 cm). Dominanzbestände bildeten 2010 auf allen Flächen *Phragmites australis*, einmal mit *Carex acutiformis* bzw. *Cirsium arvense* und *Urtica dioica* (signifikanter Anstieg der Krautdeckung, Tabelle 3.6). Der Artenreichtum betrug im letzten Jahr der Untersuchung im Mittel 11 Arten. Das Ordinationsdiagramm (Abb. 3.14) weist hier eine klar gerichtete Tendenz auf, und zwar eine Annäherung an die Schilf-dominierte Fläche.

	Ansaat			
	Beweidet		Unbeweidet	
	Funktion	R ²	Funktion	R ²
Gasamtdeck.	$y = -0,321x + 88$	0,01	$y = 2,47x^2 - 19,494x + 109,64$	0,60**
Graminoide	$y = 0,729x^2 - 5,932x + 94,25$	0,09	$y = 1,756x^2 - 16,637x + 106,43$	0,25
Krautige	$y = -0,206x + 3,871$	0,01	$y = 4,71x - 9,614$	0,45**
Moose	$y = 0,471x - 0,841$	0,08	$y = 0,028x^2 - 0,169x + 0,204$	0,34
Streu	$y = 1,188x + 11,357$	0,02	$y = -5,744x^2 + 56,063x - 52,071$	0,76***
Offenboden	$y = 0,131x + 0,2$	0,02	$y = -0,179x^2 + 1,25x - 0,214$	0,16
Az	$y = 1,179x + 9,357$	0,27**	$y = -0,268x + 12,786$	0,06
TS	$y = 0,134x - 0,357$	0,33**	$y = -0,036x + 0,214$	0,08
TSR	$y = 0,007x - 0,019$	0,35***	$y = -0,003x + 0,018$	0,08
Höhe	$y = -2,261x + 98,036$	0,02	$y = 28,115x + 8,746$	0,77***

	Seggenried			
	Beweidet		Unbeweidet	
	Funktion	R ²	Funktion	R ²
Gasamtdeck.	$y = 0,943x^2 - 6,95x + 97,476$	0,26**	$y = 1,131x^2 - 9,345x + 99,048$	0,16
Graminoide	$y = 0,943x^2 - 6,95x + 97,476$	0,26**	$y = 1,21x^2 - 9,98x + 99,762$	0,19
Krautige	$y = -0,106x + 0,661$	0,09	$y = -0,105x^2 + 0,82x - 0,831$	0,17
Moose	$y = -0,038x + 0,205$	0,06	$y = 0,001x^2 - 0,01x + 0,021$	0,22
Streu	$y = -4,603x^2 + 48,444x - 31,452$	0,82***	$y = -5,04x^2 + 53,794x - 35,286$	0,89***
Offenboden	$y = -0,019x + 0,105$	0,06	n.b.	n.b.
Az	$y = -0,958x + 8,476$	0,50***	$y = 0,187x^2 - 2,123x + 7,524$	0,58***
TS	$y = -0,083x + 0,5$	0,2**	$y = -0,083x + 0,476$	0,23*
TSR	$y = -0,011x + 0,068$	0,17**	$y = -0,015x + 0,088$	0,21*
Höhe	$y = 5,238x + 69,657$	0,46***	$y = 6,183x + 66,257$	0,41**

	Schilf			
	Beweidet		Unbeweidet	
	Funktion	R ²	Funktion	R ²
Gasamtdeck.	$y = 2,857x + 73,929$	0,52**	$y = 3,274x^2 - 23,155x + 100,71$	0,84*
Graminoide	$y = 3,125x + 72,143$	0,54**	$y = 3,75x^2 - 26,964x + 105$	0,83*
Krautige	$y = -0,728x + 4,493$	0,35*	$y = -0,699x^2 + 4,426x + 1,014$	0,44
Moose	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Streu	$y = -3,125x + 55$	0,08	$y = -1,905x^2 + 19,524x + 39,286$	0,64
Offenboden	$y = -0,243x^2 + 1,92x - 1,961$	0,32	$y = -0,342x^2 + 3,065x - 3,836$	0,50
Az	$y = -0,607x + 11$	0,15	$y = 0,345x^2 - 3,726x + 16,571$	0,45
TS	$y = 0,018x + 1,143$	0,001	$y = 0,071x + 0,857$	0,17
TSR	$y = 0,015x + 0,063$	0,08	$y = 0,0203 + 0,07$	0,58*
Höhe	$y = 10,748x + 85,299$	0,46*	$y = 34,717x + 58,302$	0,81*

Tab. 3.6.: Bestimmtheitsmaße (R²) und Funktionen der Regression von Vegetationsparameter in Abhängigkeit von den verschiedenen Untersuchungsjahren, aufgeteilt nach den verschiedenen Maßnahmen auf der Fläche Blechlose. Signifikanzniveau: * p < 0,05; ** p < 0,01; *** p < 0,001. Az (Artenzahl), TS (Zielartenzahl), TSR (qual. Zielartenindex), n.b. (nicht berechenbar).

Als Zielarten konnten im letzten Jahr auf den beweideten Flächen *Juncus articulatus* und *Lythrum salicaria* mit meist geringen Deckungen nachgewiesen werden. So war der Zielartenindex hier sehr gering (0,03), insgesamt allerdings mit einem signifikanten Anstieg (Tab 3.6). Auf den Brachflächen wurde nur im Jahr 2005 *Juncus articulatus* festgestellt. Der mittlere Teil der Parzelle war bereits zu Beginn von einer Schilffazies (Deckung 30-40 %) eingenommen. Unabhängig vom Beweidungseinfluss nahm hier die Graminoidendeckung auf Kosten der Kräuter zu (signifikante Anstiege der Graminoid-Deckung und Reduzierung der Krautdeckung auf den beweideten Flächen, Tab. 3.6). Zusätzlich war die Phytodiversität rückläufig. Es kamen bereits zu Beginn einige Arten der Seggenriede und des Feuchtgrünlandes vor, und diese konnten sich unabhängig von der Behandlung halten. Unter Rinderbeweidung blieb *Phragmites* bei konstanten Deckungen (→ 20-30 %, maximal 40 % in 2010) und machte in einem Fall *Scirpus sylvaticus* Platz, im anderen einer

zunehmenden *Carex acutiformis*-Dominanz. In beiden Fällen ging die Streudeckung zurück (50-60 → 40-30 %) und die Höhe der Feldschicht stieg an (auf 160 cm im letzten Jahre). Auf der Brachfläche stieg die Deckung von Schilf hingegen stark an, signifikant polynomischer Verlauf (Tab. 3.6) mit starkem Anstieg in den letzten Jahren (→ 90 % in 2010), ebenso die der Streu (→ 95 % 2009, 80 % 2010). Die Vegetationshöhe erreichte im letzten Jahr 350 cm.

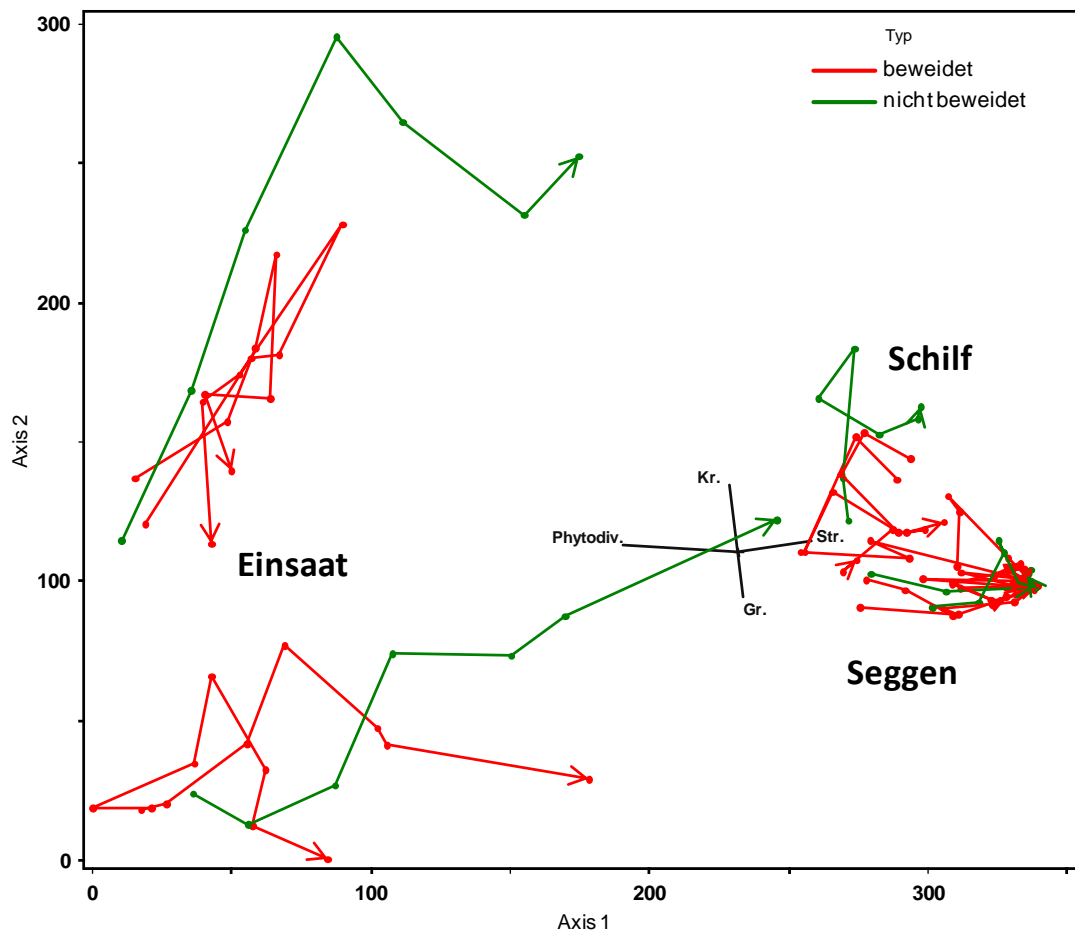


Abb 3.14: Ordination (DCA) der Vegetationsaufnahmen für die Jahre 2004-2010 der Fläche „Fasanenlache“. Eigenwerte: 1. Achse: 0,76, 2. Achse: 0,32. Parameter: Gr. (Graminoidendeckung), Kr. (Kräuterdeckung), Phytodiv. (Phytodiversität), Str. (Streudeckung). „Seggen“: *Carex acutiformis*-Dominanz.

Der quantitative Zielartenindex konnte auf den beweideten Flächen leicht von 0,07 auf 0,17 ansteigen. Dies war besonders durch *Scirpus sylvaticus* bedingt, als weitere Zielart trat *Juncus effusus* auf. Auf der Brachfläche stieg der Index bis auf 0,1 im Jahr 2008 an und fiel danach auf 0,0001 ab.

Im Ordinationsdiagramm (Abb. 3.14) nähern sich die beweideten Flächen dem Seggenried an, während die unbeweidete Fläche von diesem auf der zweiten Achse als Schilfdominanz separiert steht.

-Seggenried

Diese Flächen waren bereits zu Beginn sehr stark von *Carex acutiformis* dominiert (im Mittel 80-90 % deckend). Diese Dominanz blieb in jedem Falle erhalten; auf der Brache war diese Art zunächst leicht rückläufig (70 %), 2010 kam sie aber wieder auf Deckungen zwischen

95-100 % und auch auf der Weide wurde dieser Wert erreicht. Kräuter spielten keine Rolle. Auffällig war auf allen Flächen eine starke Streuakkumulation (signifikant, Tab. 3.6); zu Beginn deckte diese nur 10-15 %, auf der Brache erreichte sie in den letzten drei Jahren 100 %, aber auch auf der Rinderweide in den letzten drei Jahren 80-93 %. Die seit Beginn schon niedrige Diversität an Pflanzenarten (im Mittel 9 Arten per Beweidungsplot, 6 per nicht beweidetem Plot) nahm im Untersuchungszeitraum weiter auf mittlere 5 Arten (beweidet) bzw. nur 2 Arten im Jahr 2010 auf den unbeweideten Flächen ab. Dieser Effekt war in beiden Fällen hochsignifikant (Tab. 3.6).

Die einzige Zielart *Silene flos-cuculi* konnte nur in den Anfangsjahren festgestellt werden, im Jahr 2010 kam keine Zielart auf den Flächen vor. Somit war der quantitative Zielartenindex nur in wenigen Jahren mit sehr geringen Werten von unter 0,01 berechenbar.

Außer der generellen Artenverarmung zeigten die Flächen des Seggenrieds keine gerichtete Entwicklungs-Tendenz, so dass die Aufnahmeflächen im Ordinationsdiagramm stark konzentriert klumpen, also Stabilität zeigen (Abb. 3.14).

3.4. Diskussion

Welche floristische Struktur besitzen die Riedgebiete des Projektes, welche Rolle spielt dabei das Wasserregime und welches sind geeignete Leitbilder?

Die Vegetationsstruktur der Riedflächen ist vielfältig und reicht von krautigen Ruderalbeständen und Grünland bis zu nassen Röhrichten bzw. Seggenbeständen. Die krautigen Ruderalbestände sind auf die erst kurzfristige Nutzung als Grünland der früheren Ackerflächen zurückzuführen, was nach einer anfänglichen Sukzessionsphase mit ein- bis zweijährigen Ruderalarten über eine längerfristige Dominanzphase von hochwüchsigen Stauden zur Etablierung der charakteristischen Grünlandarten führt (HÖLZEL & OTTE 2003, RYDGREN et al. 2010, CONRAD & TISCHEW 2011). Viele Riedflächen befanden sich noch in dieser Phase mit ruderal geprägter Vegetation. Grünlandflächen, welche gekennzeichnet waren durch artenarme *Arrhenatherum elatius*- bzw. *Elymus repens*-Dominanzen oder hohe Deckungen von *Lolium perenne* sowie *Dactylis glomerata* (im Fall angesäter Flächen), sind Ausdruck einer samenlimitierten Vegetation. Die Vegetation angesäter Arten sowie Agrostietea-Arten (Gruppe 1) wie z. B. *Agrostis stolonifera* agg. zeigt einen durch Beweidung und zeitweilige Vernässung gestörten Flutrasen, welcher zu den nassen Standorten vermittelt, die durch *Carex acutiformis*-dominierte Großseggenrieder und meist *Phragmites australis*-gekennzeichnete Röhrichte produktive nasse Standorte charakterisieren. Somit wird die floristische Struktur wechselfeuchter Standorte neben den Sukzessionsphasen sehr wesentlich durch das Wasserregime bestimmt. Die stark unterschiedlichen Wassergehalte des Bodens von wechsell Trockenen (-feuchten) bzw. nassen Flächen konnten mit den Daten der Thetasonden-Untersuchung auf den Modellflächen belegt werden und korrelieren mit den Ellenberg Feuchtezahlen der Vegetation.

Von den Bedingungen des Wasserhaushaltes ist als Leitbildgesellschaft für einen Großteil der wechselfeuchten Flächen das Cirsio-Molinietum zu prognostizieren. Zum Erreichen dieses Leitbildes wäre allerdings eine Verringerung der Nährstoffversorgung notwendig, da die Nährstoffgehalte der Böden sehr hoch sind und im Leitbild Phosphorlimitierung vorherrscht (siehe FRITSCH 2008). Diese Reduktion könnte z. B. durch einen Oberbodenabtrag geschehen, der allerdings erheblich sein muss (z. B. HÖLZEL & OTTE 2003) und im Rahmen

des Gesamtkonzepts „Ried und Sand“ nur punktuell durchgeführt werden konnte (s. Kapitel 5 und 6). Ohne diesen Oberbodenabtrag sind Grünlandbestände im nährstoffreicheren Flügel der Molinietalia als Leitbild anzusehen. Dies gilt ebenfalls für die nasserer Flächen, wo auch dem Wasserhaushalt entsprechende Molinietalia-Gesellschaften, z. T. durchsetzt mit *Magnocaricion*-Elementen, entwickelt werden können.

Wie entwickelt sich die Vegetation ausgewählter, repräsentativer Riedflächen (Standardflächen) über den Projektzeitraum mit und ohne Beweidung mit Schafen bzw. Rindern?

Die Entwicklung der untersuchten Einzelflächen (Standardflächen) hing stark von der dortigen Vegetation und dem Beweidungsmanagement ab. So entwickelten sich die jungen Ackerbrachen von krautigen Ruderalfluren zu Süßgras-reicheren Grünland-Beständen. Diese Entwicklung war auf der „Nachtweide“ sowie „Im alten Kauf“ zu verfolgen, wobei der Anteil der Kräuter weiterhin hoch ist. Somit erscheint extensive Beweidung auch hier zur Verminderung unerwünschter nitrophytischer Ruderalarten geeignet (DE CAUWER & REHEUL 2009). Zur Steigerung des Effektes könnte zeitlich angepasstes Mulchen beitragen (GAISLER et al. 2006).

Im Fall der Grünland-Flächen mit Schafbeweidung zeigte sich, dass durch das Beweidungsmanagement der Status quo erhalten werden konnte; es treten sogar leichte Anstiege der Phytodiversität auf. Dagegen führt das Brachfallen der Flächen neben der Akkumulation von Streu und der Zunahme von Kräutern zu Lasten der Gräser zur raschen Sukzession mit der Ausbildung einer Strauchschicht. Die Schafbeweidung stellt somit ein adäquates Mittel dar, die wechselfeuchten Grünlandflächen offen zu halten und in Maßen zu diversifizieren. Eine deutliche Annäherung an die Leitbildgesellschaft *Cirsio-Molinietum* war allerdings durch Beweidung nicht zu erreichen. Die Wiederbesiedlung von Zielarten durch natürliche Prozesse war auch in vielen anderen Untersuchungen gering (ROSENTHAL 2000), meist aufgrund einer Diasporen-Limitierung („seed-limitation“). Thema vieler Studien ist daher die Ansaat standortspezifischer Pflanzenarten oder der Transfer von Pflanzenmaterial aus Zielgesellschaften (KIEHL et al. 2010).

Auf den nassen Rinder-beweideten Flächen veränderte sich z. B. das Seggenried der „Fasanenlache“ kaum, während die Süßgraseinsaat teilweise Arten hinzugewann oder sich floristisch dem Seggenried annäherte. Letzteres ist der dort konkurrenzkräftigen Seggenart *Carex acutiformis* zuzuschreiben, welche unter guter Nährstoffversorgung (keine P-Limitierung) eine hohe Phytomasseproduktion aufweist (KONINGS et al. 1992) und Dominanzbestände entwickelt sowie von den Rindern ungern gefressen wird. Dieses selektive Fraßverhalten der Rinder wurde in einer Untersuchung von DROBNIK (2007) nachgewiesen. Hier zeigte sich größtenteils eine Präferenz der Rinder für Süßgräser (Ausnahme z. B. *Deschampsia cespitosa*), und erst nach Abnahme des Futterangebotes und Futterverknappung wurde *Carex acutiformis* gefressen. Im Fall der Röhrichtbestände konnte die Beweidung den Status quo der *Phragmites*-Deckung erhalten, während fehlende Beweidung zur Ausbreitung des Schilfs und starken Dominanzbeständen führen würde. Eine Zurückdrängung des Schilfs durch Beweidung scheint auf den nassen Flächen kaum möglich (vgl. z.B. KÜCHLER et al. 2009).

Auf der „Holzlache“ hingegen kam es auf den untersuchten Plots zur Unterbeweidung (geringe Besatzdichte, Beweidung außerhalb der Hauptwachstumszeit der Vegetation), als deren Folge sich Streuakkumulationen und Brachezeiger einstellten.

Es ist davon auszugehen, dass bei weiterer Entwicklung der Riedflächen zu großflächigeren Weidelandschaften (z. B. „Holzlache“, „Fasanenlache“) ausgeprägtere Muster von stärker, mittel- und unterbeweideten Bereichen entstehen, die aus naturschutzfachlicher Sicht verschiedenste Organismengruppen fördern, so wie dies z. B. auch im Gebiet Höltingbaum (VON OHEIMB et al. 2006) nachweisbar war. Hinzu können Biotop-lenkende Maßnahmen treten (STROH & DIETZE 2011).

Welche Effekte hat eine moderate Restitution mit Inokulation?

Die Inokulation auf den ehemaligen Ackerbrachen führte gegenüber den Kontroll- sowie kommerziellen Ansaatflächen zu deutlich höheren Artenzahlen. Allerdings waren dies überwiegend weit verbreitete Grünlandarten.

Die Restitution von Grünlandflächen nach Abschiebung sowie Inokulation mit Heu des Leitbildes Mönchbruch führte über kurzfristige Ruderalstadien zu Grasbeständen, welche deutlich artenreicher als unbehandelte Flächen waren. Dazu trugen neben dem Diasporeneintrag wahrscheinlich auch Effekte wie z. B. Nährstoffaustrag oder Öffnung der Narbe bei. Allerdings konnten nur wenige Zielarten (*Silene flos-cuculi* und *Lythrum salicaria*) sicher nachgewiesen werden, da *Galium wirtgenii* und *Linum catharticum* sekundär durch ein angrenzendes Experiment eingewandert sein konnten (siehe Kapitel 5). Aber auch letzterer Befund spricht dafür, dass diese Arten hier überleben können, wenn sie auch aus einer anderen Diasporen-Quelle kommen. Auch in anderen Studien war eine Entwicklung hin zu Leitbildgemeinschaften erst mittelfristig zu beobachten (PATZELT et al. 1997; HÖLZEL & OTTE 2003; STROH 2006; STROH et al. 2007). Ursachen des Mangels an Zielarten können eine zu geringe Diasporenanzahl im Inokulationsmaterial oder schlechte abiotische oder biotische Bedingungen für eine Keimung der Arten gewesen sein. Zur Verbesserung der Bedingungen kann ein tieferer Oberbodenabtrag führen, so zeigt KLIMKOWSKA et al. (2007) ab mind. 20 cm Abtrag eine Steigerung des Restitutionserfolges.

Zur Überprüfung des Effektes eines tieferen Bodenabtrags sowie der Etablierungschancen ausgewählter Zielarten (*Carex tomentosa*, *Cirsium tuberosum* und *Linum catharticum*) wurde eine Pilotstudie in einem Bodentiefe-Gradienten durchgeführt (Kapitel 5). Die im Jahre 2005 gestartete Studie konnte bisher eine erfolgreiche Keimung der Zielarten nachweisen und ferner durch das Vorkommen der gefährdeten Arten *Juncus subnodulosus* sowie *Samolus valerandi* in Mulden auf der Fläche „Blechlose“ (*Samolus valerandi* auch in Diasporenbank nachweisbar) auf noch vorhandenes gutes Potenzial auf nährstoffarmen Sonderstandorten hinweisen. Weiter wurde ein Experiment mit tieferem Oberbodenabtrag und verschiedenen Inokulationsmaterialien durchgeführt (siehe Kapitel 6), um den Restitutionserfolg durch Artentransfer auf Gesellschaftsebene zu prüfen.

4. Aspekte der Tierernährung auf Grünlandflächen im Hessischen Ried als Teil eines Ried-Sand-Beweidungssystems

4.1. Einführung

Zum Erhalt von naturschutzfachlich hochwertigen Offenlandsystemen bilden extensive Bewirtschaftungsmethoden, wie z. B. Beweidung, geeignete Maßnahmen (z. B. REDECKER et al. 2002, SCHLEY & LEYTEM 2004). Neben der Beweidung mit meist Rindern oder Schafen ist eine ein- bis zweischürige Mahd teilweise im Verbund mit Beweidung eine weitere Methode, welche oft im frischen bis feuchten Grünland eingesetzt wird. Besonders nach der Restitution und Etablierung artenreicher Grünlandbestände ist ein angepasstes, extensives und langfristiges Management für den dauerhaften Erhalt der Flächen nötig, wobei neben den Naturschutzaspekten auch die Ernährung und Gesundheit der Weidetiere gewährleistet sein muss.

Da besonders artenreiche Vegetation oftmals auf nährstoffärmeren Standorten vorkommt (JANSSENS et al. 1998) und von teilweise minderer Nahrungsqualität sein kann (TALLOWIN & JEFFERSON 1999), stellt sich die Frage, ob eine ausreichende Ernährung der Weidetiere im Sinne der Tiergesundheit gewährleistet werden kann.

Für die Ernährung der Weidetiere sind neben der Phytomasseproduktion der beweideten Vegetation auch Inhalts- sowie Mineralstoffgehalte von Wichtigkeit, insbesondere Rohprotein, Rohfett und Rohfaser sowie N-freie Extraktstoffe (Organische Substanz). Wichtige Mineralstoffe wie Calcium, Kalium, Magnesium, Natrium und Phosphor befinden sich in der Rohaschefraktion des Futters. Wichtige abgeleitete Parameter wie ME (umsetzbare Energie), NEL (Netto-Energie-Laktation) sowie nXP (nutzbares Rohprotein) und RNB (Ruminale Stickstoffbilanz) sind bei der Beurteilung wichtig, da sie die Energie- sowie Proteinzufuhr und deren Aufnahme definieren. Ein Mangel (teilweise auch bei Überschuss) an Nährstoffen bzw. Mineralstoffen sowie eine ungünstige Verteilung derselben können zu Krankheiten und Beschwerden bis hin zum Tode führen. So führt die unausgewogene Versorgung mit Protein bzw. Aminosäuren (z. B. generelle Mangelernährung, Unterversorgung mit bestimmten Aminosäuren aber auch Überzufuhr von Eiweiß) schnell zu verminderter Leistung bzw. geringerem Wachstum der Tiere und schlechter Immunabwehr (KIRCHGESSNER 2008). Weiter führt Magnesium-Mangel beispielsweise zu Weidetetanie und eine Unterversorgung mit Calcium bzw. Phosphor zu Knochenweiche (Rachitis oder Osteomalazie) (WEISS 2011). Daneben sind Natrium sowie Kalium wichtig für Nerven-, Muskel- und Organfunktionen (VON KORN 2001).

Die Verwertung des Futters hängt im Weiteren stark von der Tierart und deren spezieller Verdauung ab. So gibt es besonders zwischen Wiederkäuern und Nicht-Wiederkäuern Unterschiede. Diese betreffen besonders den Rohfasergehalt des Futters, welcher für Wiederkäuer aufgrund der Verwertung als Kohlenhydratlieferant (Pansenbakterien) sowie allgemein zur Aufrechterhaltung der Magen-Mikroorganismen wichtig ist. Besonders die Versorgung der Mikrobenflora des Pansens stellt ein wichtiges Ziel dar, da diese neben der Bereitstellung von NH_3 sowohl nicht-essentielle als auch essentielle Aminosäuren für die Proteinsynthese des Tieres synthetisieren. Einfluss auf die Pansenflora haben verschiedene Faktoren u. a. die Energieversorgung durch Kohlenhydrate sowie die Bereitstellung von Stickstoff, was durch eine ausgeglichene RNB charakterisiert wird. Auch die verwendete Rasse der eingesetzten Weidetiere ist bei der Futterverwertung wichtig, so sind z. B. Land-

Schafressen an die Beweidung von Vegetation mit geringeren Inhalts- und Mineralstoffen besser angepasst als produktivere Rassen.

Die Bewirtschaftung artenreichen Grünlands auf nährstoffarmen Standorten birgt die Gefahr der Unterversorgung mit Inhalts- bzw. Mineralstoffen. So besitzt beispielsweise phosphatlimitierte artenreiche Vegetation nach TALLOWIN & JEFFERSON (1999) zu geringe Phosphorgehalte, um eine ausreichende Tierernährung bzw. das Wachstum der Tiere zu garantieren.

Studien von SCHWABE et al. (2004) sowie SÜSS et al. (2011a) konnten nachweisen, dass Schafbeweidung in Sandtrockenrasen Ruderalisierungs- sowie Sukzessionsprozessen entgegenwirkt, jedoch war die Tierernährung bei alleiniger Beweidung gut ausgebildeter Sandökosysteme nicht zufriedenstellend (MÄHRLEIN 2004, SÜSS et al. 2007).

Das E+E-Vorhaben „Ried und Sand“ verknüpft die Pflege naturschutzfachlich hochwertiger Sandrasen mit der Pflege von nährstoffreicheren Ried-Gebieten durch extensive Beweidung mit einer Wanderschafherde von ca. 500 Tieren (siehe Abb. 4.1), um gleichzeitig Naturschutzkriterien und Aspekten der Tierernährung gerecht zu werden. Die über das Projektgebiet verteilten Grünlandflächen sind pflanzensoziologisch und standortspezifisch heterogen und erstrecken sich von Griesheim bei Darmstadt im Norden bis südlich von Pfungstadt. Aufgrund meist hoher Nährstoffversorgung und guter hydrologischer Bedingungen wird von einer höheren Produktivität sowie Futterqualität der Riedflächen im Gegensatz zu den Sandrasen ausgegangen, welches eine ausreichende Tierernährung der Schafherde ermöglichen soll. Neben bestehenden Grünlandbeständen wurden einige Flächen (ehemalige Ackerflächen) mit Saadmischungen angesät, um die Futterqualität zu steigern. Daneben wurden weitere Ackerflächen mit Heu des Leitbildes inokuliert, um Zielarten zu etablieren und den botanischen Naturschutzwert der Flächen zu steigern. Somit können sowohl Tierernährungs- als auch Naturschutzwert der Flächenkulisse analysiert werden.

Im Rahmen des E&E-Vorhabens war es möglich, mit Hilfe massiver Restitutionsmaßnahmen (Oberbodenabtrag) punktuell Vegetation zu etablieren, die sich in Richtung des Leitbildes *Cirsio-Molinietum* entwickeln sollte (S. Kap. 2, 5 und 6). Es wird im Rahmen dieses Kapitels auch geprüft, welche Bedeutung dieses Leitbild für die Tierernährung hat.

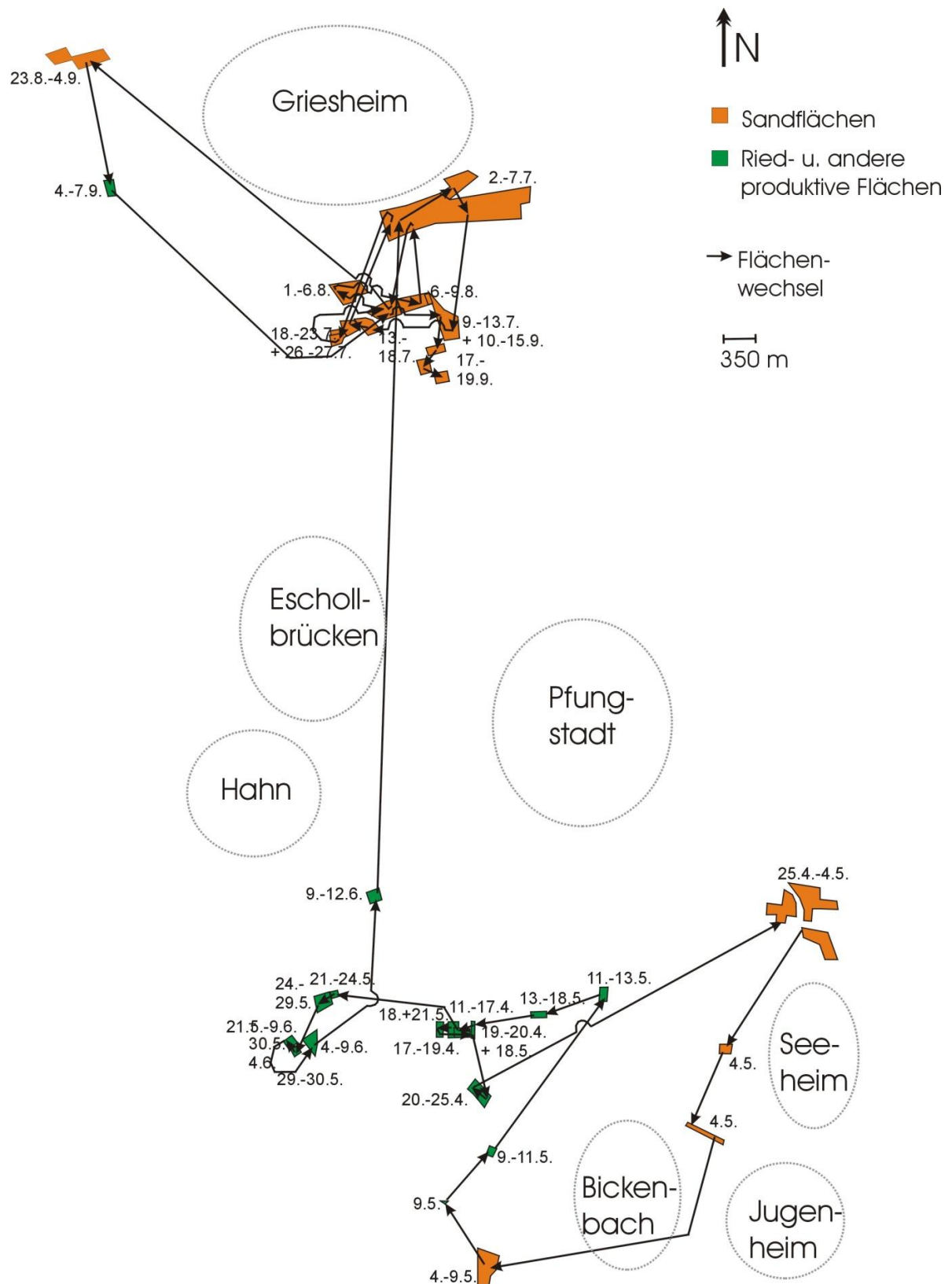


Abb 4.1: Schematische Darstellung des Weideroutenverlaufs der Zuchtschafherde des E&E-Vorhabens „Ried und Sand“ exemplarisch für das Jahr 2007 (Untersuchungszeitraum 11.4.-19.9.) Aus: STROH & SÜSS 2011.

Folgende Fragestellungen sollen in dieser Studie beantwortet werden:

1. Wie sind die Phytomasseproduktion und die analysierten Qualitätsparameter der Phytomasse der untersuchten Grünlandbestände hinsichtlich der Tierernährung zu beurteilen? Gibt es Unterschiede zwischen den verschiedenen Grünlandtypen hinsichtlich Tierernährungswert und Naturschutzwert und welche Auswirkungen sind für den Weideverbund des E&E-Vorhabens „Ried und Sand“ zu erwarten?
2. Welche Futterqualität bzw. Produktion hat die Phytomasse der gewählten Leitbildgesellschaft?

4.2. Material und Methoden

4.2.1. Untersuchungsgebiete

Das Untersuchungsgebiet umfasst insgesamt 15 schafbeweidete Grünlandflächen des Hessischen Rieds, welche nach der jeweiligen Flächenhistorie (Altgrünland und ehemalige Ackerflächen mit Ansaat bzw. Inokulation) klassifiziert wurden. Zusätzlich wurde eine Leitbildfläche eines wechselfeuchten *Cirsio-Molinietum* (CM) auf nährstoffarmen Substrat (s. Kap. 5, Tab. 5.1), welche sich im NSG „Mönchbruch“ bei Mörfelden befindet, untersucht. Alle Flächen des Hessischen Rieds liegen im ehemaligen Altneckarschlingen-Auen-Komplex und haben teilweise vererdete bzw. mineralisierte Niedermoorböden mit frisch bis wechselfeuchtem Wasserregime. Zu den untersuchten Flächen zählen die Flächen „Blechlose“ (G), „Kohlhof“ (P), „Am Pfungstädter Moor“ (PM), „Schlageter“ (SE) sowie die Flächenkomplexe „Block 14“ (Bl14) und „Block 23“ (Bl23) mit der Fläche „Kramer“ (K). Eine genaue Beschreibung der Einzelflächen befindet sich in Kapitel 2.

4.2.2. Untersuchungsdesign

Zur Untersuchung der Phytomasseproduktion und der Inhaltsstoffe wurden beweidete Riedflächen in Behandlungstypen eingeteilt. Alle Flächentypen entsprechen den Standardflächen im Kap. 3, und wurden nicht abiotisch restituiert. Die Einteilung der Ried-Flächen erfolgte in drei Flächentypen:

- Altgrünland (ältere Grünlandbestände)
- ehemalige Ackerflächen mit Ansaat von Saatmischungen im Jahr 2005 und 2007
- ehemalige Ackerflächen inokuliert mit Heu aus dem NSG „Mönchbruch“ im Jahr 2006 und 2007.

Im Projektgebiet konnten 5 Flächen mit älterem Grünland identifiziert werden. Ferner wurden insgesamt 6 Flächen angesät, drei Flächen im Jahr 2005 mit einer Wieseneinsaat Standard GX (Wiesenschwingel (*Festuca pratensis*), Wiesenlieschgras (*Phleum pratense*), Knäulgras (*Dactylis glomerata*), Rotschwingel (*Festuca rubra* agg.), Wiesenrispe (*Poa pratensis*), Luzerne (*Medicago x varia*), Hornschotenklee (*Lotus corniculatus* agg.) und Gelbklee (*Medicago lupulina*)) und drei Flächen im Jahr 2007 mit 50 % Wieseneinsaat Standard GX und 50 % Saatmischung für Pferdeweide ohne Kräuter (Deutsches Weidelgras (*Lolium perenne*), Rotschwingel, Wiesenlieschgras und Wiesenrispe). Vier Flächen wurden

inokuliert, (drei im Jahr 2005, eine im Jahr 2006). Zum Vergleich wurde eine Leitbildfläche eines *Cirsio tuberosi*-Molinietum im NSG „Mönchbruch“ untersucht.

Insgesamt ergab sich folgender Stichprobenumfang:

- 5 Grünlandflächen
- 6 ehemalige Ackerflächen mit Ansaat (Acker 1)
- 4 ehemalige Ackerflächen mit Inokulation (Acker 2)
- 1 Leitbildfläche

Das Design auf den Einzelflächen war eine systematisch-randomisierte Verteilung von drei (ausnahmsweise vier) 25 m² großen Dauerflächen für Vegetationsaufnahmen, welche jeweils 2 Satellitenflächen von 2 m² Größe zur Phytomasse-Beprobung besaßen (Abb. 4.2).



Abb. 4.2: 25 m²- Dauerfläche mit 2 Satellitenflächen (2m², mit Weidekorbabdeckung) auf einer Grünlandfläche des Projektgebietes im Hessischen Ried.

Die Verteilung der Flächen sollte die Vegetation der Einzelflächen gut repräsentieren, daher wurde auf zwei Flächen mit stark heterogener Vegetation die Dauerflächenzahl auf vier angehoben. Zum Schutz vor einer Beweidung der Fläche vor der Probenahme der Phytomasse wurden die Satellitenflächen mit Metall-Weidekörben geschützt.

4.2.3. Vegetationsaufnahmen

Die Dokumentation der bestehenden Vegetation auf den einzelnen Flächen wurde durch jährliche Vegetationsaufnahmen in den Jahren 2009 und 2010 nach der erweiterten Braun-Blanquet-Skala (BARKMAN et al. 1964) sowie einer absoluten Prozentskala durchgeführt. Die Höhenangabe der Feldschicht in den Vegetationsaufnahmen als 90 %-Perzentil entspricht der Höhe der Vegetation, unterhalb welcher sich 90 % der vorhandenen Phytomasse befindet. Aufnahmezeitpunkt war unmittelbar vor der Phytomasseentnahme Ende Mai bis Anfang Juni auf den Ried-Flächen bzw. Mitte Juni auf der Leitbild-Fläche. Neben der Vegetation der 25 m²-Dauerflächen wurde auch die der 2 m²-Satellitenflächen dokumentiert. Bei der Dokumentation der 2 m²-Satellitenflächen wurde zusätzlich der Phytomasse-Anteil der Leguminosen bzw. der Nekromasse an der gesamten oberirdischen Phytomasse prozentual geschätzt.

4.2.4. Phytomasseproduktion und Inhaltsstoffe

Die Phytomasseproduktion der Einzelflächen wurde anhand der gewonnenen Phytomasse der sechs (acht) 2 m² großen Satellitenflächen ermittelt. Die Entnahme der Proben geschah vor der Mahd der Gesamtfläche, welche auf den Riedflächen ab dem 1. Juni des jeweiligen Jahres durchgeführt wurde. Auf dem Leitbild wurde die Probenahme ca. zwei Wochen später durchgeführt.

Der Schnitt der Phytomasse auf Stoppelhöhe geschah mit Hilfe eines Handmähgeräts des Typs Komatsu Zenoah SGCZ 2600, und das gewonnene Material wurde in Plastiktüten abtransportiert. Nach der Gewichtsbestimmung des Frischmaterials und Trocknung von Subproben über 24 Stunden bei 70° C in Trockenschränken konnte das Trockengewicht der Phytomasseproduktion ermittelt werden.

Für die Analyse der Inhalts- und Mineralstoffe wurden getrocknete (48 h bei 70° C) Subproben der Einzelproben des Jahres 2009 fein gemahlen und an die LUFA Nord-West in Oldenburg zur Analyse verschickt. Die folgenden Parameter wurden analysiert: ME, NEL, nXP-, Rohasche-, Rohfaser-, Rohprotein-Gehalt, RNB (Ruminale Stickstoffbilanz) und der Gehalt an den Mineralstoffen Calcium, Kalium, Magnesium, Natrium und Phosphor.

Die einzelnen Ruderalbestände (Ruderal-Vegetation und *Arctium*-Fazies) waren Teil von angesäten ehemaligen Äckern und wurden mit jeweils einer Dauerbeobachtungsfläche und zwei Satellitenflächen untersucht. Die Inhaltsstoffe dieser Flächen wurden aufgrund der Sonderstellung (Ruderalisierung) getrennt analysiert.

4.2.5. Datenanalyse

Die erhaltenen Daten wurden mit Microsoft Office Excel 2007 bearbeitet und graphisch dargestellt. Zur Bestimmung des Mittelwerts der untersuchten Parameter erfolgten eine Mittelung aller Satellitenflächen (2 m²) einer Einzelfläche und danach die Mittelung der Einzelflächen des jeweiligen Flächentypus. Für eine verbesserte statistische Analyse wurden ausnahmsweise für das Leitbild, da nur eine Einzelfläche existierte, die Mittelwerte der Einzelplots, anstatt der Mittelwerte der Einzelflächen, zur Berechnung herangezogen. Die quantitativen mittleren Ellenberg-Zeigerwerte wurden mit dem Programm Ellex 2005 (Version 4.8) berechnet.

Die statistische Analyse der Vegetationsdaten (Gesamtdeckung sowie Deckung von Graminoiden, Kräutern, Offenboden, Moose und Streu sowie Volumenanteil an Leguminosen und Nekromasse) und der Phytomasseproduktion (Trockenmasse) unter dem Einfluss der unabhängigen Variablen „Zeit“ und „Flächentypen“ erfolgte durch gemischte lineare Modelle mit SAS 9.2 (Proc Glimmix). Weiter wurde für jeden Datensatz die geeignete Kovarianzstruktur, nach korrigiertem Akaike Kriterium (AICC), ermittelt (FERNÁNDEZ 2007). Bei gleichen AICC-Werten wurde die einfachere Kovarianzstruktur gewählt, während Kovarianzstrukturen mit einer negativen Hesse-Matrix keine Anwendung fanden. Abschließend wurden Tukey post hoc-Tests durchgeführt. Die statistische Analyse der Inhaltsstoffe wurde ebenfalls mit SAS 9.2 durchgeführt. Unterschiede zwischen den jeweiligen Ergebnissen mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von $p < 0,05$ werden nachfolgend als signifikant angegeben. Die Inhaltsstoffdaten der einzelnen Ruderalbestände (Ruderal-Vegetation und *Arctium*-Fazies) wurden nicht gesondert, sondern nur als Bestandteil der angesäten ehemaligen Äcker statistisch analysiert.

Die Vegetationsdaten (25 m²-Flächen) wurden mit PCOrd (Version 5.32) ordiniert und graphisch dargestellt. Als Ordinationsmethode kam eine Entzerrte Korrespondenzanalyse (Detrended Correspondence Analysis, DCA) mit den Einstellungen: downweighting rare species, rescale axes, number of segments = 26 zur Anwendung. Die zweite Matrix besaß die Parameter: Gesamt-, Kraut- und Graminoidendeckung, mittlere gewichtete Ellenbergzahlen (N, Feuchte), Leguminosen- und Nekromasseanteil, Artenzahl, Trockengewicht der Phytomasseproduktion und das 90%-Perzentil der Phytomasse.

4.3. Ergebnisse

4.3.1. Vegetationsparameter

Die erhobenen Daten der Vegetationsaufnahmen ergaben geringe Unterschiede in den Deckungswerten der Vegetation zwischen den untersuchten Flächentypen. So zeigt Abb. 4.3 kaum Unterschiede in der Gesamtdeckung zwischen den Untersuchungsansätzen. Die signifikante Veränderung zwischen den beiden Untersuchungsjahren (Tab. 4.1) kommt durch die deutliche Verringerung der Gesamtdeckung auf dem Leitbild zum Ausdruck. Dieser Rückgang der Gesamtdeckung war mit dem generell signifikanten Rückgang der Graminoidendeckung über beide Jahre verbunden (Tab. 4.1), welche wiederum zwischen den verschiedenen Flächentypen nicht signifikant unterschiedlich war. Insgesamt konnte meist eine recht ähnliche Graminoiden-Deckung bei den Typen beobachtet werden, mit den höchsten Werten auf den Altgrünlandflächen. Gegenteilig verhält es sich mit der Deckung der Kräuter, allerdings ohne signifikante Unterschiede zwischen den Typen und Jahren. Das Leitbild besaß in beiden Jahren eine relativ hohe Deckung an Kräutern, während die höchsten Krautdeckungen auf den inokulierten Riedflächen gefunden wurden.

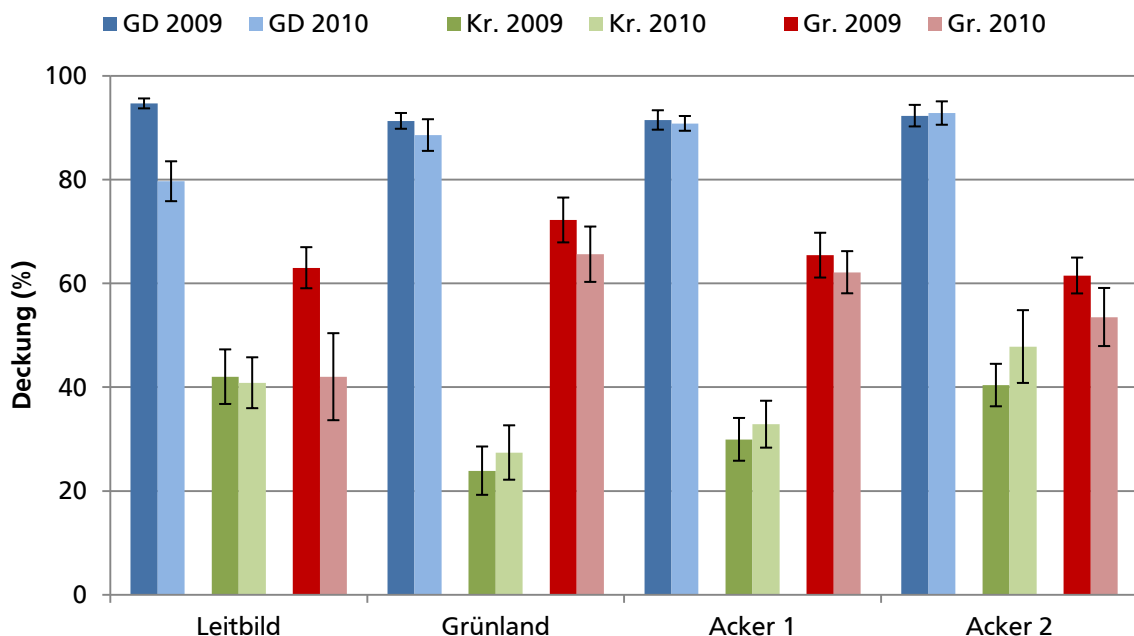


Abb. 4.3: Mittlere Gesamtdeckung (GD) sowie die mittlere Deckung der Kräuter (Kr.) bzw. Graminoiden (Gr.) auf den verschiedenen Flächentypen des Rieds (2m²-Flächen) in den Jahren 2009 und 2010. ± SE.

	GD p	Kr. p	Gr. p
Flächentyp	0,820	0,127	0,210
Jahr	0,029	0,359	0,016
Flächentyp x Jahr	0,130	0,840	0,487

Tab. 4.1: Signifikanzwerte (Proc Glimmix) der festen Effekte für die Variablen Gesamtdeckung (GD), Krautdeckung (Kr) und Graminoidendeckung (Gr). Signifikante Bereiche werden fett dargestellt ($p < 0,05$).

Die Parameter Offenbodenanteil sowie Moos- und Streudeckung wiesen zum Teil große Unterschiede zwischen den verglichenen Typen auf (Abb. 4.4). Der Anteil des Offenbodens war auf den ehemaligen Ackerflächen, besonders auf den Ansaatflächen, am höchsten. Diese unterschieden sich somit signifikant von allen anderen Flächentypen (Tab. 4.2). Geringer war der Anteil Offenboden auf den Grünlandflächen ausgeprägt, da hier die Deckung an Streu und Moosen höher ausfiel. Der geringste Offenboden-Anteil befand sich im Leitbild (was mit einer hohen Moosdeckung einher geht), welches sich zusätzlich signifikant von den ehemaligen Ackerflächen unterschied (Tab.4.2). Die Moosdeckung war besonders im Leitbild stark ausgeprägt und unterschied sich daher signifikant von den Ansaatflächen (Tab.4.2), auf denen die geringsten Moosdeckungen vorkamen. Die Streudeckung zeigte dagegen keine so großen Unterschiede zwischen den untersuchten Flächentypen, nahm allerdings generell signifikant im Untersuchungszeitraum zu (Tab. 4.2).

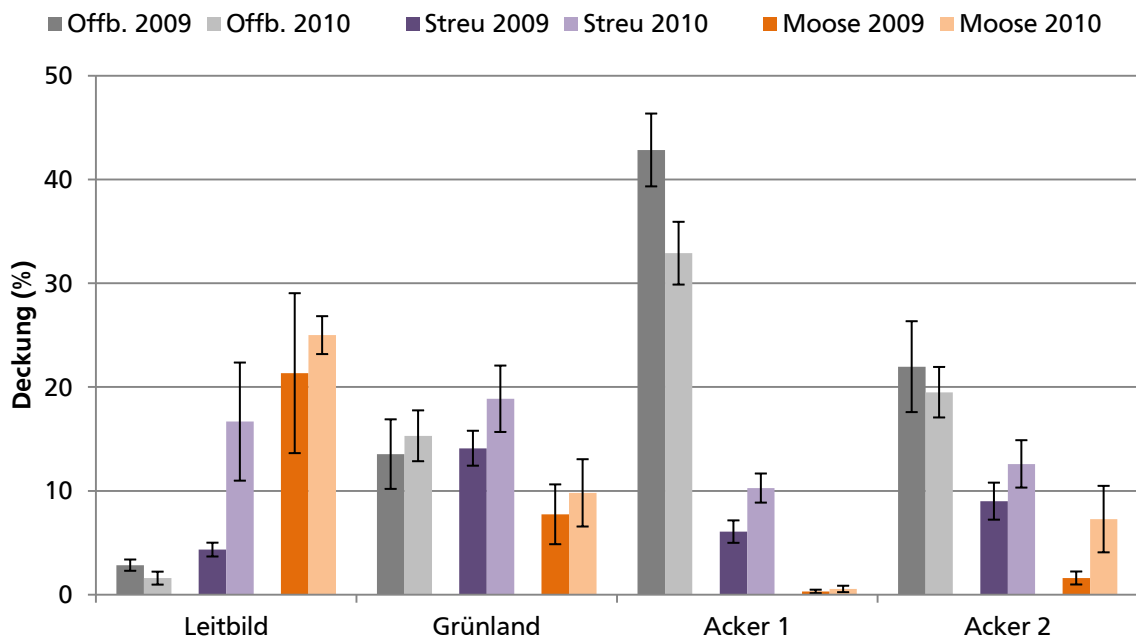


Abb. 4.4: Mittlerer Offenbodenanteil (Offb.) sowie die mittlere Deckung an Streu bzw. Moos auf den verschiedenen Flächentypen des Rieds (2m²-Flächen) in den Jahren 2009 und 2010. ± SE.

	Offb. p	Streu p	Moose p
Flächentyp	<0.001	0,140	0,022
Jahr	0,550	0,011	0,087
Flächentyp x Jahr	0,774	0,527	0,580

Tab. 4.2: Signifikanzwerte (Proc Glimmix) der festen Effekte für die Variablen Offenbodenanteil (Offb.), Streudeckung (Streu) und Moosdeckung (Moose). Signifikante Bereiche werden fett dargestellt ($p < 0,05$).

Der Anteil an Leguminosen war auf den Grünland- bzw. Ansaatflächen am höchsten, während die inokulierten Flächen den geringsten Anteil besaßen (Abb. 4.5). Große Unterschiede zwischen den Einzelflächen innerhalb der einzelnen Typen führten zu hohen Schwankungen; es konnten keine signifikanten Unterschiede festgestellt werden (Tab.4.3).

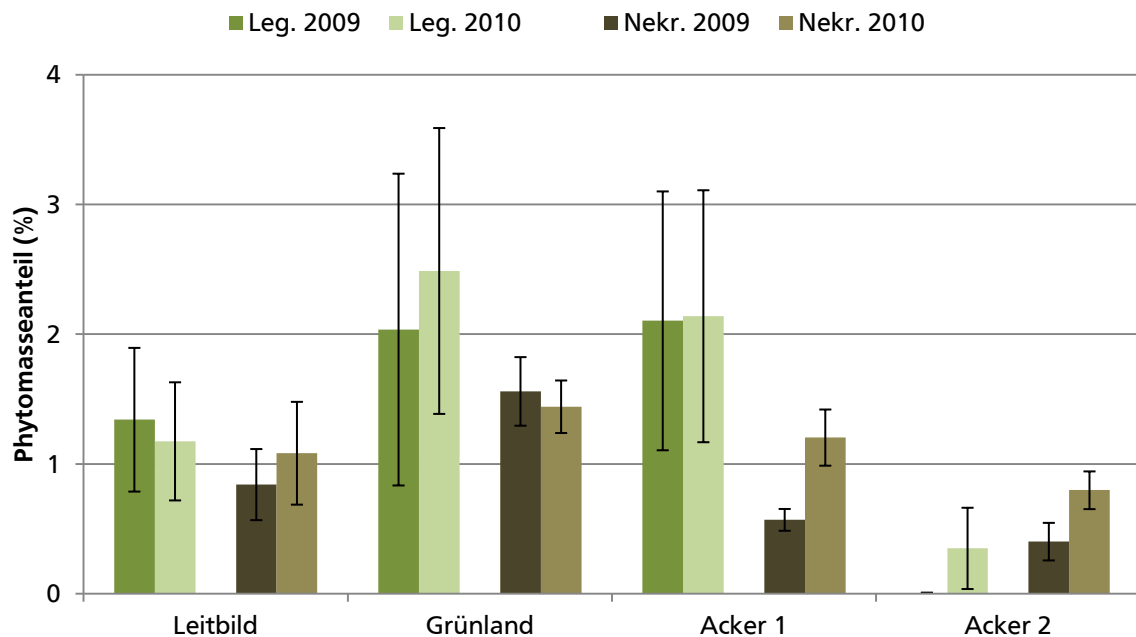


Abb. 4.5: Mittlerer Phytomasseanteil an Leguminosen (Leg.) bzw. Nekromasse (Nekr.) an der Gesamtphytomasse auf den verschiedenen Flächentypen des Rieds (2m²-Flächen) in den Jahren 2009 und 2010. ± SE.

	Leg. p	Nekr. p
Flächentyp	0,499	0,043
Jahr	0,797	0,199
Flächentyp x Jahr	0,987	0,567

Tab. 4.3: Signifikanzwerte (Proc Glimmix) der festen Effekte für die Variablen Leguminosenanteil (Leg.) und Nekromasseanteil (Nekr.). Signifikante Bereiche werden fett dargestellt (p < 0,05).

Weitaus geringere Unterschiede zwischen den Einzelflächen gab es beim Anteil der Nekromasse an der untersuchten Vegetation. So waren die höchsten Werte auf den Grünlandflächen zu finden, während auf den inokulierten Flächen im Jahr 2009 der geringste Wert auftrat und allein diese beiden Flächentypen sich somit signifikant unterschieden (Tab. 4.3).

Die signifikant höchsten Artenzahlen wurden mit ca. 50 Arten/25 m² auf dem Leitbild erreicht, wohingegen die Ried-Flächen stets unter 25, oft unter 20 Arten/25m² aufwiesen (Abb. 4.6, Tab. 4.4). Innerhalb der Ried-Flächen waren die Grünlandflächen signifikant artenärmer als die inokulierten Ackerflächen. Ein Jahreseffekt konnte nicht nachgewiesen werden. Weitere signifikante Unterschiede konnten nicht festgestellt werden (Tab. 4.4).

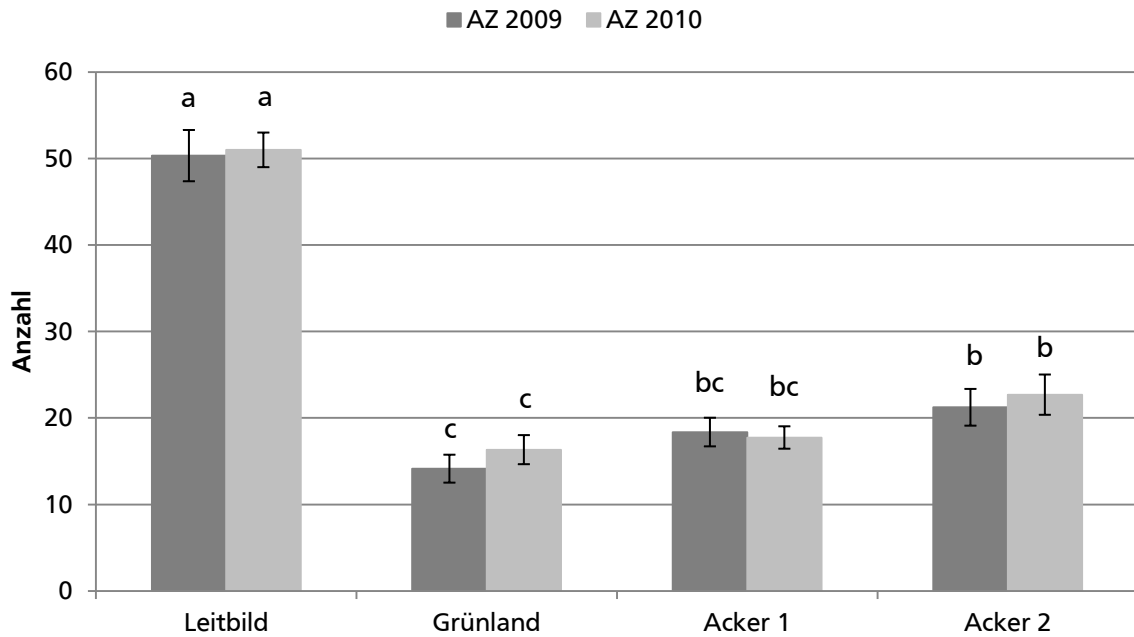


Abb. 4.6: Mittlere Artenzahlen (AZ) der verschiedenen Flächentypen des Rieds (25m²-Flächen) in den Jahren 2009 und 2010. ± SE. Säulen, welche keinen Buchstaben gemeinsam haben, unterscheiden sich signifikant ($p < 0,05$).

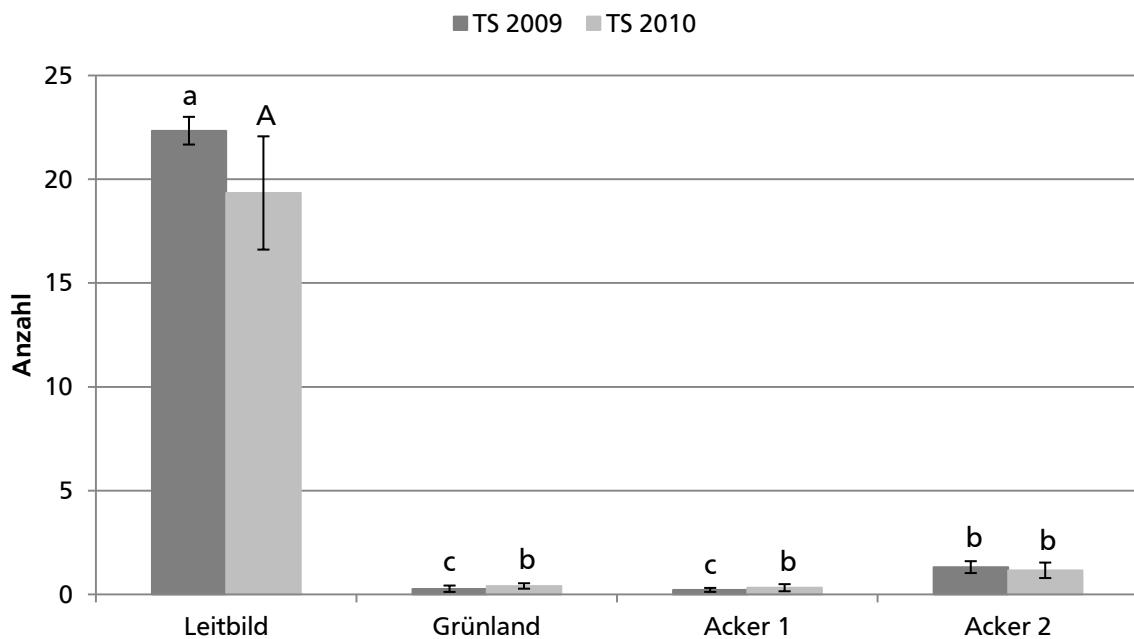


Abb. 4.7: Mittlere Zielartenzahlen (TS) der verschiedenen Flächentypen des Rieds (25m²-Flächen) in den Jahren 2009 und 2010. ± SE. Säulen, welche keinen Buchstaben gemeinsam haben, unterscheiden sich signifikant ($p < 0,05$). Groß- bzw. Kleinbuchstaben kennzeichnen einen Jahreseffekt innerhalb eines Flächentyps.

	AZ	TS	Prod.
	p	p	p
Flächentyp	<0,001	<0,001	0,010
Jahr	0,468	0,004	0,609
Flächentyp x Jahr	0,676	0,004	0,190

Tab. 4.4: Signifikanzwerte (Proc Glimmix) der festen Effekte für die Variablen Artenzahl (AZ), Zielartenanzahl (TS) und Phytomasseproduktion (Prod.). Signifikante Bereiche werden fett dargestellt ($p < 0,05$).

Die Ordination der einzelnen 25m²-Plots beider Jahre ergab eine deutliche Trennung des Leitbildes von den Riedflächen auf der 1. Achse (Abb 4.8). Betrachtet man den vollständigen Arten turnover bei 4 SD, so haben viele Riedflächen keine Arten mit dem Leitbild gemeinsam. Die Riedflächen der verschiedenen untersuchten Typen sind untereinander zu einem großen Teil kaum aufgetrennt, allerdings kann auf der zweiten Achse eine leichte Kongregation weniger Ansaatflächen im unteren Teil der Achse sowie die Abtrennung einiger Inokulationsflächen im oberen Bereich festgestellt werden. Dieser obere Bereich ist besonders durch Arten des feuchten bis nassen Grünlands charakterisiert mit hohen Feuchtezahlen nach ELLENBERG et al. (2001), Beispiele sind *Alisma plantago-aquatica*, *Lycopus europaeus* sowie *Typha latifolia*.

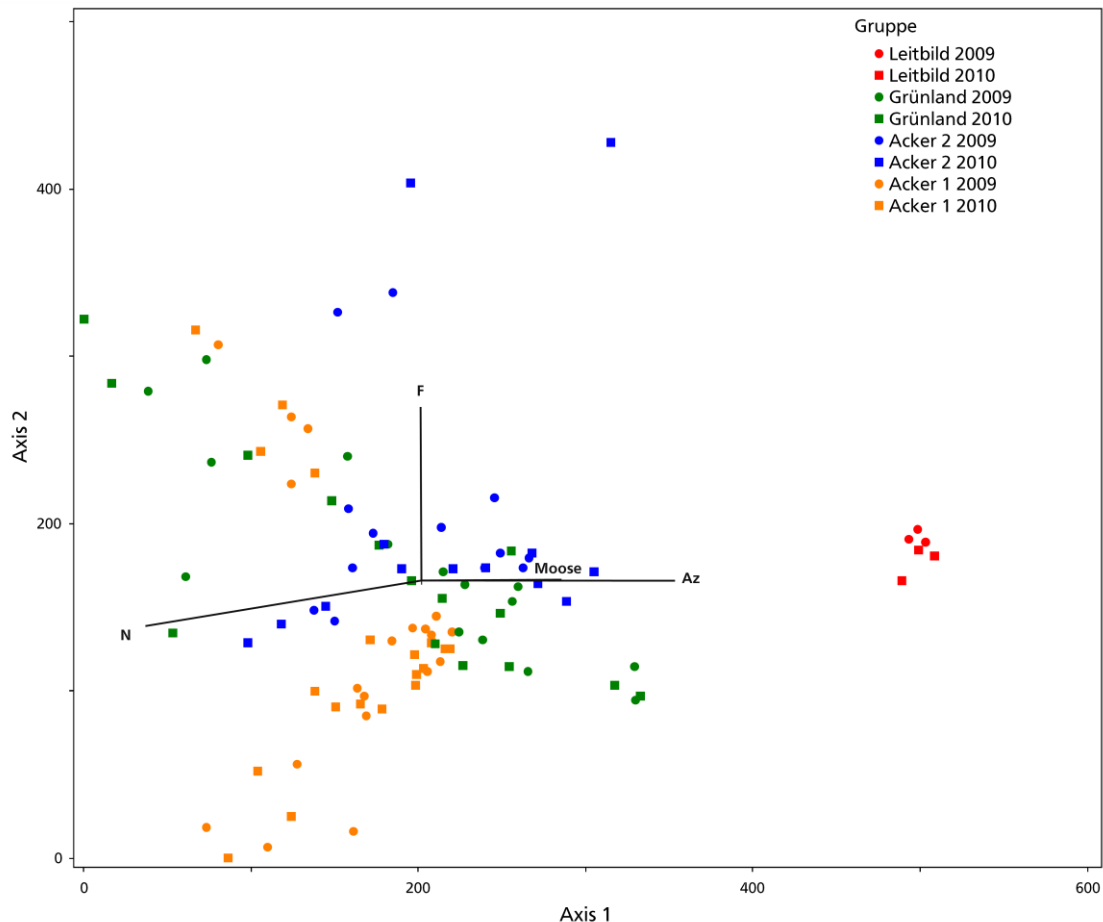


Abb. 4.8: Ordination (DCA) der Riedflächen (25 m²) und des Leitbildes der Jahre 2009 und 2010. Eigenwerte: Achse 1: 0,62, Achse 2: 0,40. Mit Darstellung der Vegetationsparameter N (Ellenberg Stickstoffzahl), F (Ellenberg Feuchtezahl), AZ (Artenzahl), Moose (Moosdeckung) als Vektoren.

Insgesamt bleibt festzustellen, dass die Mehrzahl der Riedflächen und die unterschiedlichen Maßnahmen in der Ordination kaum aufgetrennt und - mit Ausnahme einiger Ansaat- sowie Inokulationsflächen - in der Mitte des Diagramms platziert werden. Die erste Achse korreliert negativ mit der mittleren Ellenberg Stickstoffzahl ($r = -0,86$) sowie positiv mit einer Zunahme der Artenzahl ($r = 0,80$) sowie der Moosdeckung ($r = 0,59$), was mit der Anordnung des artenreichen und nährstoffarmen Leitbildes am rechten Rand des Diagramms einhergeht. Dagegen bildet die zweite Achse einen Feuchtegradienten ($r = 0,66$) ab mit sehr feuchten Beständen im oberen Teil des Diagramms sowie trockeneren Ansaatbeständen im unteren Bereich, letztere werden besonders durch Ruderalarten (z. B. *Arctium lappa*) gekennzeichnet.

Phytomasseproduktion, Inhalts- und Mineralstoffe

Die Phytomasseproduktion der verschiedenen Flächentypen im Ried unterschieden sich kaum untereinander und auch zwischen den Jahren konnte kein signifikanter Unterschied festgestellt werden (Abb. 4.9, Tab. 4.3). Die Trockenmasse der drei Flächentypen betrug in beiden Jahren ca. 600 g/m², nur das Grünland hatte im Jahr 2009 einen etwas geringeren Wert von 552 g/m². Deutlich geringer war die Phytomasseproduktion im Leitbild, welche sich signifikant von allen Riedtypen unterschied (Tab. 4.3). Im Jahr 2009 konnten 354 g/m² ermittelt werden und im darauffolgenden Jahr fiel die Produktion auf 222 g/m².

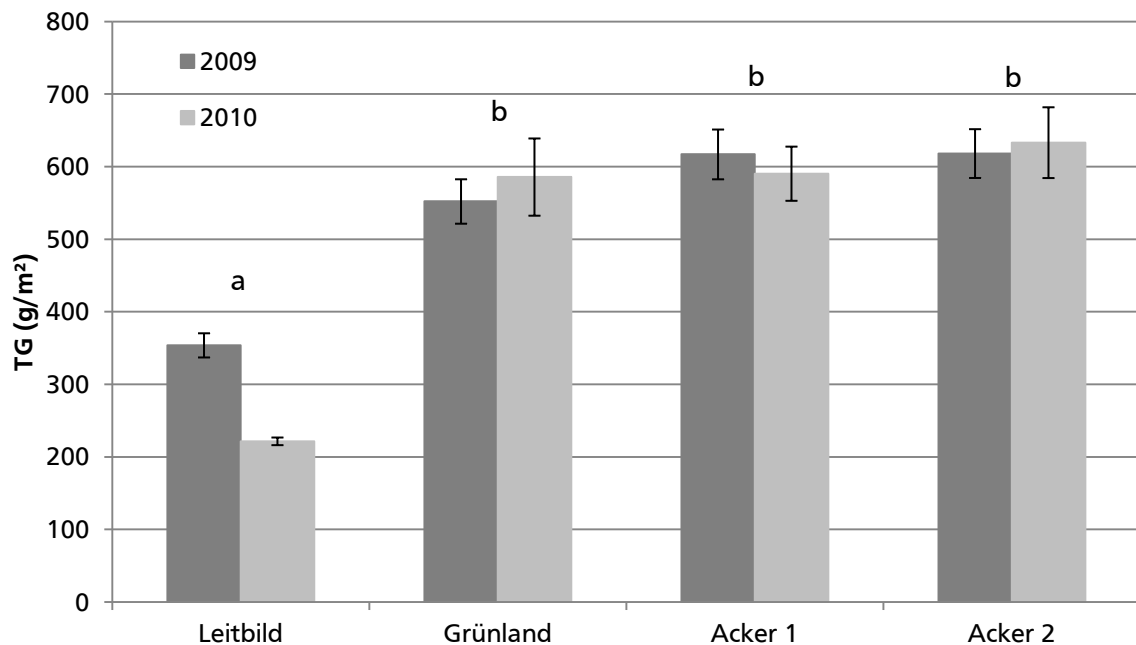


Abb. 4.9: Mittlere Phytomasseproduktion (Trockenmasse) auf den verschiedenen Flächentypen des Rieds in den Jahren 2009 und 2010. ± SE. Die mit unterschiedlichen Buchstaben gekennzeichneten Flächentypen unterscheiden sich signifikant.

Die Analyse der Phytomasse des Jahres 2009 ergab die in Tab. 4.5 dargestellten Gehalte an Energie und Inhaltsstoffen.

Flächenbez.	ME-Rind [MJ/kg]	SE	NEL [MJ/kg]	SE	nXP [%]	SE	Rohasche [%]	SE	Rohfaser [%]	SE	Rohprotein [%]	SE	RNB [g/kg]	SE
Grünland	9,8	± 0,1	5,8	± 0,1	12,06	± 0,2	7,7	± 0,5	29,1	± 0,7	9,2	± 1,0	-4,5	± 1,3
Ansaat	9,9	± 0,2	5,9	± 0,1	12,62	± 0,3	10,1	± 1,4	27,1	± 1,6	12,1	± 1,2	-0,9	± 1,5
Inokulation	9,9	± 0,1	5,8	± 0,1	12,42	± 0,2	8,1	± 0,5	28,1	± 0,7	10,3	± 0,9	-3,3	± 1,2
Leitbild	10,2	.	6,0	.	12,30	.	6,2	.	25,5	.	7,4	.	-7,8	.
Arctium-Fazies	11,4	.	7,1	.	15,20	.	19,6	.	13,7	.	23,2	.	12,8	.
Ruderal-Veg.	11,2	.	6,9	.	15,00	.	13,3	.	19,8	.	22,9	.	12,6	.

Tab. 4.5: Mittlerer Gehalte an umsetzbarer Energie (ME), Nettoenergie- Laktation (NEL), nutzbarem Rohprotein (nXP), Rohasche, Rohfaser und Rohprotein sowie die mittlere ruminale Stickstoffbilanz (RNB) auf den verschiedenen Flächentypen des Rieds: Grünland, Ansaat und Inokulation sowie des Leitbilds (MCM) im Jahr 2009. Zusätzlich die Werte der ruderalisierten Beispielflächen. ± SE.

	ME p	NEL p	nXP p	Rohasche p	Rohfaser p	Rohprotein p	RNB p
Flächentyp	0,567	0,586	0,479	0,245	0,534	0,198	0,142

Tab. 4.6: Signifikanzwerte (Proc mixed) des Flächentyps für die Variablen umsetzbare Energie (ME), Nettoenergie- Laktation (NEL), nutzbares Rohprotein (nXP), Rohasche, Rohfaser, Rohprotein und Ruminale Stickstoffbilanz (RNB).

Im Falle der Energieleistung lagen alle untersuchten Typen nahe zusammen und zeigten keine signifikanten Unterschiede bei den Parametern ME (umsetzbare Energie) sowie NEL (Nettoenergie-Laktation) (Tab. 4.6). Das Leitbild besaß in beiden Parametern relativ hohe Werte. Die beiden exemplarisch analysierten Einzelbestände einer *Arctium*-Fazies und einer Ruderal-Vegetation (beide Teil von Ansaatflächen) als Beispiel ruderaler Bestände auf den ehemaligen Ackerbrachen besaßen deutlich höhere Energiewerte.

Der Proteingehalt als weiterer wichtiger Ernährungsfaktor für Weidetiere, war im Fall des Rohproteins auf den Ansaatflächen am höchsten und auf dem Leitbild deutlich am geringsten. Die für die Tierernährung exakteren Parameter nXP („nutzbares Rohprotein“) und RNB (ruminale Stickstoffbilanz) ergaben indifferente Ergebnisse. So zeigten sich im Fall des nXP keine deutlichen Unterschiede zwischen den untersuchten Flächentypen, während Rohproteingehalt und RNB höhere Werte auf den Ansaat- und niedrigere auf den Leitbildflächen aufweisen. Beide ruderalen Beispielbestände besaßen die höchsten Proteingehalte, was besonders anhand des Rohproteingehalts und der hohen positiven RNB deutlich wird. Der Rohfasergehalt gibt den Cellulose-Anteil in der Phytomasse an. Dieser war innerhalb der 4 Typen auf den Grünlandflächen am höchsten und im Leitbild am geringsten. Die Ruderalbestände besaßen viel geringere Rohfaseranteile, was im *Arctium*-Bestand deutlich zu erkennen war.

Der Rohasche-Anteil beinhaltet die mineralischen Bestandteile der Phytomasse und war auf den Ansaatflächen am höchsten, während die Phytomasse des Leitbildes die geringsten Werte aufwies. Die ruderalen Beispielbestände besaßen auch bei diesem Parameter die höchsten Werte, besonders die *Arctium*-Fazies hatte einen fast doppelt so hohen Rohascheanteil wie der mittlere Wert der Ansaatflächen.

Die analysierten Mineralstoffe der Phytomasse werden in Tab. 4.6 dargestellt. Im Fall von Calcium und Magnesium gab es kaum Unterschiede zwischen den vier untersuchten Typen. Allerdings zeigten die ruderalen Bestände deutlich höhere bis mehr als doppelt so hohe Werte.

Flächenbez.	Calcium [%]	SE	Natrium [%]	SE	Kalium [%]	SE	Magnesium [%]	SE	Phosphor [%]	SE
Grünland	0,6	± 0,1	0,05	± 0,02	2,0	± 0,2	0,2	± 0,03	0,2	± 0,01
Ansaat	0,8	± 0,1	0,13	± 0,03	2,5	± 0,3	0,2	± 0,03	0,3	± 0,02
Inokulation	0,8	± 0,1	0,08	± 0,03	2,3	± 0,2	0,2	± 0,03	0,3	± 0,01
Leitbild	0,8	.	0,06	.	1,0	.	0,2	.	0,1	.
Arctium-Fazies	1,9	.	< 0,02	.	4,0	.	0,5	.	0,3	.
Ruderal-Veg.	1,4	.	0,34	.	3,6	.	0,4	.	0,4	.

Tab. 4.6: Mittlerer Gehalte an Calcium, Natrium, Kalium, Magnesium und Phosphor auf den verschiedenen Flächentypen des Rieds: Grünland, Ansaat und Inokulation und des Leitbilds (MCM) im Jahr 2009. Zusätzlich die Werte der ruderalisierten Beispielflächen. ± SE.

	Calcium	Natrium	Kalium	Magnesium	Phosphor
	p	p	p	p	p
Flächentyp	0,678	0,408	0,071	0,328	0,009

Tab. 4.7: Signifikanzwerte (Proc mixed) des Flächentyps für die Variablen Calcium, Natrium, Kalium, Magnesium und Phosphor. Signifikante Bereiche werden fett dargestellt (p < 0,05).

Kalium variiert auf den untersuchten Riedtypen zwischen 2,0 und 2,5 % und hatte einen deutlich geringeren Anteil (max. die Hälfte) in der Phytomasse des Leitbilds. Wiederum waren in der Ruderalvegetation stark erhöhte Kaliumgehalte nachweisbar. Der Anteil an Phosphor in der Phytomasse war im Leitbild am niedrigsten, welches sich signifikant von

allen Riedtypen unterschied (Tab. 4.7). Die Werte der Ruderalvegetation waren nur in einem Fall leicht erhöht, sonst waren sie vergleichbar mit den Ansaat- und Inokulationsflächen. Natrium schließlich war auf den Ansaatflächen mit dem höchsten Prozentsatz innerhalb der vier untersuchten Typen vertreten, während die Grünlandflächen den niedrigsten Natriumgehalt aufwiesen. Die Vergleichsflächen ruderaler Vegetation zeigten unterschiedliche Gehalte. So war der Natrium-Gehalt in der Ruderalvegetation mehr als doppelt so hoch wie in den gemittelten Ansaatflächen, während der Natrium-Gehalt in der *Arctium*-Fazies unterhalb der Nachweisgrenze lag.

Insgesamt zeigten die Ergebnisse kaum Unterschiede zwischen den verschiedenen Riedflächentypen hinsichtlich Phytomasseproduktion, Inhalts- und Mineralstoffen. Auch die Artenkomposition und weitere Vegetationsparameter waren sehr ähnlich. Nur das Leitbild unterschied sich meist deutlich und signifikant von den Riedflächen, so besonders in Phytomasseproduktion und einigen Inhaltsstoffen sowie der schon in Kapitel 3 besprochenen Artenkomposition.

4.4. Diskussion

Wie sind die Phytomasseproduktion und die analysierten Qualitätsparameter der Phytomasse der untersuchten Grünlandbestände hinsichtlich der Tierernährung zu beurteilen? Gibt es Unterschiede zwischen den verschiedenen Grünlandtypen hinsichtlich Tierernährungswert und Naturschutzwert und welche Auswirkungen sind für den Weideverbund des E&E-Vorhabens „Ried und Sand“ zu erwarten?

Die gemessene Phytomasseproduktion unterschied sich im Gebiet der Riedflächen innerhalb der untersuchten Typen kaum und wies als artenarmes und frisch bis wechselfeuchtes Grünland mit ca. 600 g/m² Trockengewicht eine Phytomasseproduktion auf, welche die Produktion intensiver Grünlandbestände erreichte. So lag die Phytomasseproduktion von Grünland in der Oberrheinebene (Arrhenatherion- und Cnidion-Wiesen) mit zwei bis drei Schnitten pro Jahr bei ca. 482 bzw. 456 g/m² Trockenmasse noch unter den hier vorgefundenen Werten (DONATH et al. 2004), während in einer Studie von FOSTER et al. (2009) für gedüngtes Grünland „peak-standing-crop“-Produktionen von bis zu ca. 570 g/m² ermittelt wurden. TALLOWIN & JEFFERSON (1999) geben für nicht gedüngtes Grünland in England eine Produktionsspanne von 150-600 g/m² an, somit lag die vorgefundene Produktion der Riedflächen an der oberen Grenze dieser Werte. Die gute Nährstoffversorgung durch hohe Nährstoffvorräte im Boden, verursacht durch die vorherige Düngepraxis der Intensivlandwirtschaft, dürften die hohen Phytomasseproduktionen erklären (z. B. TILMAN 1987), so wurde die Phytomasseproduktion in einer Studie von KIRKHAM & WILKINS (1994) um bis zu 100 % durch die Zugabe von Dünger auf krautreichem Extensivgrünland gesteigert. Mit Zugabe von Dünger können Trockenmassen von bis zu ca. 1200 g/m² pro Jahr erzielt werden (HOPKINS et al. 1990).

Die Versorgung mit Energie, welche durch die Parameter ME bzw. NEL ausgedrückt wird, lag für alle untersuchten Typen im Bereich der Angaben für Grünlandvegetation während der Blütezeit bzw. nur leicht unter Werten für den 1. Aufwuchs von Grünfutter vor der Blüte. So geben DUSEL & WEISS (2011) für die Blütezeit einen NEL-Wert für klee- und krautreiches Grünland von ca. 5-6 MJ/kg an, während Grünfutter vor der Blüte etwas höhere Werte von 6-6,4 MJ/kg (NEL) bzw. 10,2 – 10,7 MJ/kg (ME) besitzt. Die vorgefundenen Energiewerte liegen im Bereich von artenreichem Grünland, für das eine Studie von KIRKHAM & TALLOWIN

(1995) einen Energiegehalt von 10,2 MJ/kg ermittelte. Allerdings lagen die Werte leicht bzw. ca. 1 MJ/kg über extensiv bewirtschafteten Arrhenatherion- bzw. Cnidion-Beständen in DONATH et al. 2004. Nach PRIES & MENKE (2005) und BELLOF (2011) beläuft sich die erforderliche Energie für die Versorgung von güsten (nicht tragenden) bzw. niedertragenden (ca. die ersten 15 Wochen der Gravidität) Schafen (70 kg) auf 10,4 MJ (ME) pro Tag bei einem Verzehr von 1-1,4 kg Trockenmasse (PRIES & MENKE 2005). Somit sollte eine ausreichende Versorgung mit Energie auf allen Untersuchungstypen möglich sein, besonders da die verwendeten Land-Schafressen an extensivere Fütterungsbedingungen angepasst sind. Auch hochtragende (letzten 6 Wochen) bzw. säugende Mutterschafe sollten die nötige Energiemenge erhalten, da die erforderlichen maximalen 17 bzw. 22,4 MJ bei zwei Lämmern mit einem Konsum von bis zu 1,8 bzw. 2,2 kg erreicht werden bzw. minimal unterschritten werden.

Die Proteinversorgung erscheint auf allen Flächentypen des Rieds ausreichend, so liegen die ermittelten Werte für das nutzbare Rohprotein (nXP) im Vergleich mit Angaben von DUSEL & WEISS (2011) nur leicht (ca. 2 %) unter den dortigen Werten für verschiedene Grünfütterarten vor der Blüte. Die Versorgung der Tiere mit der empfohlenen Menge von 120 g pro Tag (nach PRIES & MENKE 2005) bzw. 80 – 115 g pro Tag (BELLOF 2011) an Rohprotein sollte während der Güst oder bei niedertragenden Tieren auf allen untersuchten Flächentypen des Rieds möglich sein. Allerdings kann bei hochtragenden oder laktierenden Tieren (besonders im Fall von 2 Lämmern) die Menge an Rohprotein im Grünland, aber auch auf den inokulierten ehemaligen Äckern bei der empfohlenen Tagesration (nach PRIES & MENKE 2005) leicht unter der vorgeschlagen Versorgungs menge liegen. Die etwas geringere empfohlene Proteinversorgung von BELLOF (2011) für tragende Tiere kann allerdings auf allen Typen erreicht werden. Zusätzlich sollte hierbei die Anpassung der Landschaftsressen sich günstig auswirken. Daher scheint die Versorgung mit Protein auf allen Riedflächentypen gegeben. Allerdings lag auf allen untersuchten Typen die ruminale Stickstoffbilanz im negativen Bereich, was eine Unterversorgung an Stickstoff für die ruminale mikrobielle Proteinsynthese andeutet, da Werte von ca. 0 eine ausgeglichene RNB beschreiben. Diese war auf den Ansaat-Flächen nur minimal und auch auf den anderen Flächen sollte die schwach negative Bilanz von den robusten Schafressen toleriert werden. In diesem Komplex der Futterqualität und Versorgung der Tiere mit Protein bzw. Stickstoff erscheint die Vegetationsstruktur und somit deren Homogenität bzw. Heterogenität besonders auf den ehemaligen Ackerflächen (Ansaat- und Inokulationsflächen) von Wichtigkeit. So sind auf den ruderalen Beispielflächen die fast doppelt so hohen Rohproteinwerte und die dadurch erhöhten nXP-Werte sowie eine RNB im hohen positiven Bereich (im Vergleich zum Mittel des Flächentypus) auf die vorgefundene Artenkomposition zurückzuführen. Auf beiden Flächen existierte eine teilweise sehr artenarme Flora dominiert von C bzw. CR-Strategen (nach GRIME 1979), namentlich *Arctium lappa* und *Chenopodium album* s. l.. Diese Arten können hohe Stickstoffgehalte in den Blättern aufweisen; so wurde in einer Studie von PYANKOV et al. (2001) eine erhöhte Konzentration von Blattstickstoff in R- sowie CR-Strategen festgestellt. In dieser Studie konnten auch für *Chenopodium album* sowie für *Arctium tomentosum* hohe Stickstoffwerte nachgewiesen werden. Zu einem ähnlichen Ergebnis für *Arctium tomentosum* kamen auch schon STEINLEIN et al. (1993). Weiter wiesen GARNIER & VANCAEYZEELE (1994) auch für das einjährige Gras *Bromus hordeaceus*, welches auf der Ruderalfläche vorkommt, hohe Stickstoffwerte in den Blättern nach. Die sehr hohe Stickstoffversorgung durch stark ruderal geprägte Vegetation kann beim

Schaf zu negativen Auswirkungen führen, sollten zu hohe Stickstoffmengen aufgenommen werden. So wird ein hoher Prozentsatz des aufgenommenen Proteins im Pansen zu Ammoniak abgebaut und mikrobiell umgewandelt (WEISS 2011). Ein Teil des Ammoniaks wird dabei in den Blutkreislauf aufgenommen und von der Leber zu Harnstoff verarbeitet (TILLMAN & SIDHU 1969). Treten zu hohe Blutwerte an Ammoniak auf, kann eine Vergiftung auftreten. Eine Studie von LEWIS et al. (1957) gab einen Schwellenwert von 0,6-0,9 mmol/L im Blut von Schafen an. Neben den hohen Stickstoffgehalten im Pflanzenmaterial kann auch die Heterogenität der beweideten Flächen bei einer möglichen Vergiftung von Bedeutung sein. Bei einem plötzlichen drastischen Anstieg der zugeführten Stickstoffmenge, bei zuvor erheblich geringeren konsumierten Stickstoffmengen, zeigte die Leber in einer Studie von PAYNE & MORRIS (1969) einen an niedrige Stickstoff/Ammoniak-Werte angepassten Harnstoff-Kreislauf und die Tiere konnten die hohen Belastungen schlechter tolerieren, allerdings sollten kurzfristige erhöhte Eiweißmengen nach KIRCHGESSNER (2008) von Wiederkäuern vorübergehend vertragen werden. In Verbindung mit der Vergiftung durch hohe Stickstoffaufnahmen durch die Nahrung ist auch der pH-Wert des Pansens von Wichtigkeit, so zeigte eine Studie von BARTLEY et al. (1976) die verstärkte Aufnahme von Ammoniak als Funktion des pH-Wertes des Pansens, welche bei Rindern Muskeltetanie auslöste.

Der Anteil an Rohfaser lag für alle Typen im Bereich der Werte für krautreiches Grünland zu Beginn bzw. während der Blüte (26.2 – 30.0 %) (DUSEL & WEISS 2011). Verglichen mit PRIES & MENKE (2005) lag der Prozentsatz leicht über dem für gutes Heu oder Grassilage. Somit erscheinen die analysierten Gehalte dieses Parameters für die Heuernte als gut geeignet, und auch für die Beweidung der Flächen sollten sie noch akzeptabel sein (sie lagen etwas erhöht verglichen mit den Weide-Werten von PRIES & MENKE 2005).

Die untersuchten Mineralstoffe zeigten mit Ausnahme von Natrium und Kalium kaum Unterschiede auf den verschiedenen Flächentypen. Die Versorgung mit Calcium erscheint ausreichend, so lagen die Gehalte der Futtermengen im Bereich der Empfehlungen von PRIES & MENKE (2005), der Zielvorgaben für die Grassilageernte des Jahres 2009 (LUFÄ 2010) sowie im Bereich von Grünfütter (Süßgräser) vor der Blüte nach DUSEL & WEISS (2011). Als nicht ausreichend geben TALLOWIN & JEFFERSON (1999) einen Gehalt von 0,2 % an, welcher um ein Vielfaches übertroffen wird. Der Calcium-Gehalt im Grünland ist mit den von DONATH et al. (2004) gemessenen Werten für intensiv bewirtschaftete Cnidion-Bestände zu vergleichen, während die übrigen Flächentypen leicht höhere Calciumgehalte aufweisen. Vermutlich ist die gute Calciumversorgung durch hohe Calciumgehalte des Bodens aufgrund der im Gebiet vorzufindenden kalkreichen Ablagerungen des Rheins zu begründen.

Calcium und Phosphor sind weitere wichtige Stoffe, so kommt es bei Unterversorgung mit einem der beiden Stoffe z. B. zu Rachitis, und ein Verhältnis von Calcium zu Phosphor von 3-4:1 wird empfohlen (DUSEL & WEISS 2011), welches auf allen untersuchten Flächen/Typen annähernd erreicht wurde. Auch die nach PRIES & MENKE (2005) angegebenen Phosphor-Gehalte der jeweiligen Futtermengen können mit Ausnahme des Grünlands auf allen Flächen erreicht werden. Im Grünland lagen die Gehalte leicht unter diesen Empfehlungen sowie den Zielvorgaben für die Silageernte für das Jahr 2009 (LUFÄ 2010).

Magnesium besaß mit den gemessenen Gehalten überdurchschnittliche Werte, verglichen mit den Empfehlungen von PRIES & MENKE (2005) und KIRCHGESSNER (2008), den Futterwerten für Süßgras beinhaltendes Grünfütter (DUSEL & WEISS 2011) und den Zielwerten für den 1. Schnitt der Grassilageernte 2009 (LUFÄ 2010). TALLOWIN & JEFFERSON

(1999) geben eine optimale Konzentration von mind. 2,5 g/kg an, welche nicht ganz erreicht wird, allerdings auch für produktive Wiederkäuerhaltung gilt und somit keine robusten Landschaftsrassen mit einschließt. Eine gute Versorgung der Tiere mit diesem Mineralstoff ist somit gegeben, so dass durch Mg-Mangel verursachte Krankheiten wie z. B. Weidetetanie nicht zu erwarten sind.

Als weiterer Mineralstoff wurde Kalium in Mengen vorgefunden, welche innerhalb der Zielwerte von Grassilage der LUFA (2010) bzw. nur leicht unter dem Gehalt in Grassilagen der Region Hessen/Rheinland-Pfalz (DUSEL & WEISS 2011) lagen. Da auch für Rinder (Milchkühe) von KIRCHGEßNER (2008) 10 g/kg pro Tag und von TALLOWIN & JEFFERSON (1999) mind. 8 g/kg für produktive Wiederkäuer empfohlen werden, sollten die hier vorgefundenen Gehalte auf den jeweiligen Typen nahezu optimal sein.

Dies gilt nur teilweise für Natrium. Die Gehalte lagen nur auf den Ansaatflächen im Bereich der Werte in DUSEL & WEISS (2011) für Grünfutter (1. Aufwuchs vor der Blüte) und hessische Grassilagen. KIRCHGEßNER (2008) gibt als Empfehlung 1 g/Tag für gütige Tiere bis 2,5 g/Tag für laktierende Mutterschafe, bzw. PRIES & MENKE (2005) bis zu 2 g/Tag an, welche auf den Grünland- bzw. Inokulationsflächen bei den empfohlenen Fraßmengen nicht ganz erreicht werden. Die beschriebene Natriumarmut vieler Futtermittel (KIRCHGEßNER 2008, WEISS 2011) konnte somit auch hier teilweise bestätigt werden, allerdings lagen die ermittelten Werte im Vergleich zu intensiv genutzten Grünland in Studien von DONATH et al. (2004) deutlich über den dortigen Gehalten an Natrium.

Die ruderalen Bestände wiesen im Fall der untersuchten Mineralstoffe zumeist stark erhöhte Werte auf, mit Ausnahme der Phosphor-Gehalte und des Natrium-Gehalts der *Arctium*-Fazies. Somit scheint die Artenzusammenstellung der Vegetation in Bezug zur Versorgung der Tiere mit Mineralien von Wichtigkeit. Ruderalbestände könnten daher möglicherweise Mineralgehalte aufweisen, die bei einer gegebenen Unterversorgung ausgleichend wirken könnten. Diese Unterversorgung war allerdings, mit Ausnahme von Natrium, auf allen Riedflächen nicht gegeben, und somit sind die negativen Auswirkungen auf diesen Ruderalflächen in Bezug zur überhöhten Stickstoffaufnahme als bedeutender zu betrachten. Abschließend bleibt festzustellen, dass mit wenigen Ausnahmen die Phytomasseproduktion der Flächen sowie die Qualität des untersuchten Grünfutters eine gute Versorgung der Schafe gewährleisten. Einzig stark ruderalisierte Flächen könnten die Tiergesundheit gefährden.

Die drei Flächentypen des Rieds unterschieden sich in den untersuchten Vegetationsparametern und im Naturschutzwert kaum voneinander. Im Fall der angesäten Flächen ist dies mit der Etablierung von wenigen Saatarten zu erklären (z. B. der erhöhte Leguminosenanteil meist durch *Medicago x varia*). Die inokulierten Ackerflächen unterschieden sich jedoch von den artenarmen Grünlandflächen schon deutlicher in der Phytodiversität und auch bei den Zielarten im ersten Untersuchungsjahr, beides könnte leichte Verbesserungen im Naturschutzwert andeuten. Die beiden Acker-Typen haben allerdings zuweilen noch einen hohen Ruderalartenanteil. Insgesamt belegt die geringe Phytodiversität mit geringen Zielartenzahlen der verschiedenen Riedtypen im Vergleich mit dem artenreichen Leitbild einen noch relativ niedrigen botanischen Naturschutzwert der Riedflächen (siehe auch Kapitel 3), die jedoch aus avifaunischer Sicht als bedeutend einzustufen sind (FRITSCH & STORM 2011). Das Grünland ist, in der Ordination relativ zentriert angeordnet, hinsichtlich Produktion und Inhaltstoffen kaum von den beiden anderen Typen zu unterscheiden.

Der im E&E-Projekt „Ried und Sand“ untersuchte praktische Ansatz der Kombination von naturschutzfachlich hochwertigen Sandrasen mit den untersuchten Grünlandflächen sollte Tierernährungsdefizite des Sandrasens kompensieren. Die Pflege dieses hochwertigen Graslandes führt, aufgrund geringer Stickstoff- und Phosphorgehalte (BAUER 2009) zu einer Unterversorgung der Tiere (SÜSS et al. 2011b), höhere Stickstoffwerte auf den Riedflächen sollten eine verbesserte Versorgung der Tiere gewährleisten. Besonders als Phytomasse-Ressource eignen sich die Riedflächen sehr und können die wenig produktiven Sandflächen kompensieren. Auch die höheren Phosphorwerte der Riedflächen verbessern die Versorgung der Tiere, könnten insgesamt je nach Weidemanagement allerdings nicht ausreichend sein. Da dies im Falle des Natriums mit zu geringen Gehalten in den Ried- sowie Sandgebieten auch auftritt, kann und sollte die Versorgung beider Stoffe mit Salz-Lecksteinen bei Bedarf ausgeglichen werden (WHITE et al. 1992), so wie es im Rahmen der untersuchten Weideführung bereits gehandhabt wurde. Zu berücksichtigen ist, dass die Problematik der Unterversorgung bei den eingesetzten robusten Landrassen weniger ausgeprägt ist, da diese in der Lage sind, sehr selektiv zu weiden. Die allgemein für Wiederkäuer geltenden Mindestwerte und Versorgungsangaben sind unter diesem Aspekt noch als relativ hoch zu bewertet. Allerdings könnte sich aus dieser Tatsache eine Stickstoffübersversorgung, wie sie beispielsweise auf den separat beprobten Ruderalflächen auftritt, besonders problematisch auswirken.

Welche Futterqualität bzw. Produktion hat die gewählte Leitbildgesellschaft?

Das Leitbild des *Cirsio-Molinietum*, wie es im NSG „Mönchbruch“ vorkommt, wies eine deutlich geringere Phytomasseproduktion als die nährstoffreichen Flächen des Rieds auf. Die phosphorlimitierte Vegetation (FRITSCH 2008) lag dabei im Vergleich mit anderem extensiv bewirtschafteten Grünland im Jahr 2009 im Bereich der zu erwartenden Phytomasseproduktion. So geben VAN DER HOEK & SÝKORA (2006) für nährstoffarme *Molinietalia*-Gesellschaften eine durchschnittliche Phytomasseproduktion von ca. 313 ± 9 g/m² bis 372 ± 11 g/m² an, ANGER et al. (2004) für ein extensiv bewirtschaftetes *Festuco-Cynosuretum* durchschnittliche 252 ± 133 g/m² und DONATH et al. (2004) für ein extensiv bewirtschaftetes *Arrhenatherion* 406 ± 37 g/m². Die Phytomasseproduktion im Jahr 2010 ist allerdings unterdurchschnittlich, was vielleicht durch das nasse Frühjahr (Niederschlag im Mai, Abb. 2.1) mit Überstauungsereignissen und vermindertem Wachstum zu erklären ist.

Neben der Phytomasseproduktion zeigte das Leitbild eine im Vergleich zur aktuellen Riedvegetation sehr abweichende Artenzusammensetzung, welche teilweise nachteilig für die Beweidung sein könnte. So lag die Graminoidendeckung zwar nicht unter den Werten der Riedflächen, allerdings war der Anteil an Seggen sowie Gräsern, welche ungern gefressen werden (z.B. *Deschampsia cespitosa*, VON KORN 2001), ungleich höher. Auch treten giftige Arten wie beispielsweise *Colchicum autumnale* oder *Senecio aquaticus* auf.

Die Qualität der Phytomasse hinsichtlich des Energiegehaltes und der Mineralstoffe lag im Fall des Energiegehaltes nicht unter der der Riedflächen, auch einige Mineralstoffe (z. B. Calcium) wiesen ähnliche Gehalte auf und sollten somit in diesen Fällen keine schlechtere Versorgung andeuten.

Der Rohproteingehalt und die ruminale Stickstoffbilanz belegen aber suboptimale Werte und deuten eine mögliche Stickstoff-Unterversorgung an, welche allerdings nicht durch einen geringeren nutzbaren Rohproteingehalt (nXP) bestätigt wurde. Der Leguminosenanteil der

Vegetation, als wichtige Stickstoffquelle, war nicht signifikant verschieden von demjenigen der Ried-Flächen, aber auf letzteren treten häufiger Ruderalarten und Nährstoffzeiger auf, die ebenfalls hohe Stickstoffgehalte aufweisen und wahrscheinlich die höheren Werte verursachen. Die geringeren Werte bei Kalium und Phosphor im Vergleich zu den Riedflächen sind vermutlich durch geringe Gehalte im Boden und somit schlechterer Verfügbarkeit (Limitierung) zu erklären. Frühere Untersuchungen (Kapitel 2) zeigten auf der Leitbildfläche eine Phosphorlimitierung durch Ermittlung des N:P-Verhältnis, welches eine Limitierung aufzeigt (KOERSELMAN & MEULEMAN 1996, GÜSEWELL et al. 2003), auf. Eine Kalium-Limitierung wurde im Rahmen dieser Studie nicht untersucht, in artenreichen Grünlandbeständen können aber geringe Kalium-Gehalte im Boden auftreten (CRITCHLEY et al. 2002) und Kalium kann limitierend wirken (VAN DE RIET et al. 2010).

Nach einer möglichen Restitution der Zielgesellschaft auf den Projektflächen im Ried könnte durch die bei einer Restitution notwendigen reduzierten Nährstoffgehalte des Bodens (besonders Phosphor), z. B. durch Oberbodenabtrag (siehe Kapitel 3), eine mögliche verminderte Nährstoffversorgung vorherrschen, welche charakteristisch für die Zielgesellschaft ist und als Folge eine Beeinträchtigung der Tierversorgung mit den zuvor erwähnten Inhalts- und Mineralstoffen auftreten. Allerdings ist bei kleinflächigeren Restitutionsmaßnahmen die Versorgung der Tiere durch die umliegenden im Weidemanagement integrierten Riedflächen gewährleistet.

5. Etablierung von Zielarten des *Cirsio tuberosi*-*Molinietum* nach Bodenabtrag im Bereich von entwässerten Altneckar-Schlingen

5.1. Einführung

Mit der vorliegenden Studie sollen Grundlagen zur Restitution von Zielarten des *Molinion caeruleae* in durch Entwässerung stark veränderten Altneckar-Schlingen des Hessischen Riedes erarbeitet werden. Es handelt sich um ehemalige Niedermoore (mit inzwischen mineralisierten Torfen) und andere Feuchtstandorte, die inzwischen weitaus trockenere Standortbedingungen aufweisen.

Die Restitution schutzwürdiger Vegetation bedarf der Definition einer Zielgesellschaft („target community“), die die aktuellen Standortbedingungen oder die Bedingungen, die z. B. nach einer abiotischen Restitution entstehen, widerspiegelt. Eine gute Kenntnis der standörtlichen Ansprüche der gewählten Zielgesellschaft sowie eine Analyse der Standortfaktoren der Restitutionsfläche sind somit vorauszusetzen (MOUNTFORD et al. 2000). Um die Eignung der zu restituierenden Fläche festzustellen, kann vor einer großflächigeren Restitution und einer Entwicklung auf der Ebene der Pflanzengesellschaften eine kleinflächige Pilotstudie, z. B. mit der Applikation von Zielarten und dem Studium ihrer Keimung, Etablierung und Vitalität, vorgeschaltet werden. Viele bisherige Untersuchungen haben gezeigt, dass natürliche Prozesse nur zu einer geringen Wiederbesiedlungsrate durch Zielarten führen (ROSENTHAL 2000) und somit zumeist eine Diasporen-Limitierung („seed limitation“) besteht. Das Thema der (Wieder-)Einführung von Pflanzenarten in Restitutionsprojekten wird vor allem seit den 1980er Jahren experimentell untersucht, insbesondere durch Saat standortspezifischer Pflanzenarten oder Transfer von Pflanzenmaterial aus den Zielgesellschaften (KIEHL et al. 2010).

Probleme bei der Restitution von artenreichem Grünland sind vornehmlich Meliorationen und starke und langjährige Düngung der ehemaligen Grünland- oder Ackerflächen und somit ein meist hoher Gehalt an verfügbaren Nährstoffen (GROOTJANS et al. 2002). Besonders pflanzenverfügbares Phosphat kann im Boden lange gespeichert werden. Da artenreiches Feuchtgrünland des *Molinion caeruleae* vor allem auf phosphatarmen Böden vorkommt (EGLOFF 1983), ist eine Verringerung der Nährstoffversorgung auf Restitutionsflächen oft erforderlich (VAN DUREN & PEGTEL 2000, WASSEN et al. 2005, FAGAN et al. 2008).

Eine schnell durchzuführende Maßnahme, um dies zu erreichen, ist der Abtrag des Oberbodens. Dies hat sich in vielen vorhergehenden Restitutionsprojekten als effizient erwiesen (z. B. PATZELT et al. 2001, HÖLZEL & OTTE 2003, KIEHL & PFADENHAUER 2007, KLIMKOWSKA et al. 2007). Als ausreichend wird oftmals ein Mindestabtrag von ca. 20 cm erachtet (TALLOWIN & SMITH 2001), allerdings sind auch tiefere Abtragungen gegebenenfalls sinnvoll, um sehr geringe Nährstoffgehalte zu erhalten (HÖLZEL & OTTE 2003). Besonders der Vorrat von Phosphat wird durch diese Maßnahme verringert (VAN DUREN et al. 1998, ALLISON & AUSDEN 2004). Ein weiterer Effekt des Bodenabtrags ist die Entfernung der oberen Diasporenbank des Bodens. Diese biotischen Veränderungen sind für eine erfolgreiche Etablierung der Zielgesellschaft zumeist förderlich (VERHAGEN et al. 2001, KIEHL et al. 2010), da das Vorkommen von ubiquitären Pflanzenarten der Diasporenbank (z. B. Ackerwildkräuter) und deren Konkurrenz verringert wird. Oftmals scheint die Diasporenbank nur von geringem Nutzen für Restitutionsansätze im Bereich von Grünland zu sein (z. B. BLOMQUIST et al. 2003, BAKKER et al. 2005, ROSEF 2008). Ein Grund hierfür

könnte die Kurzlebigkeit der Diasporenbank der Zielarten sein (transiente Diasporenbank), wie für das *Cirsio dissecti-Molinietum* in einer Studie von MATUS et al. (2003) nachgewiesen wurde. Hier ist die Diasporenbank nur noch wenige Jahre nach Verschwinden der Zielvegetation als Diasporenquelle für eine Restitution verfügbar. Trotzdem kann die Entwicklung einer Zielarten-enhaltenden Diasporenbank von Wichtigkeit für einen nachhaltigen Restitutionserfolg sein.

Ein Nachteil des Bodenabtrags als Restitutionsmaßnahme ist der hohe Kostenaufwand; dieser entsteht auch durch die Entsorgung des abgetragenen Bodens.

Die folgende Studie untersucht Ansätze zur Etablierung von Zielarten durch direkte Applikation („seed addition“). Ergänzend wurden auch Untersuchungen zur Etablierung via Endozoochorie durchgeführt. Die Untersuchungsflächen liegen im Bereich von meliorierten Altneckarlachen im „Hessischen Ried“ und gehören zum Projektgebiet E&E-Vorhabens: „Ried und Sand: Biotopverbund und Restitution durch extensive Landbewirtschaftung“. Das Grünland wird als Schafweide oder Mähweide genutzt und in einigen Gebieten findet auch Rinderbeweidung statt. Im Rahmen des Vorhabens sollen zwar die Riedflächen ihre Bedeutung für die Tierernährung nicht verlieren; dennoch wurde punktuell auch die Möglichkeit der Entwicklung artenreichen Grünlandes auf nährstoffarmen Standorten geprüft. Die Unterstützung der Restitution durch eine mögliche Funktion der Schafe als Vektoren durch endozoochore Diasporenausbreitung könnte langfristig von Bedeutung sein.

Aufgrund der Veränderung der Standorte ist die heutige potentielle Leitgesellschaft im Bereich des Grünlandes nährstoffärmerer Flächen praktisch nie vorgekommen. Ganz punktuell existierten im nördlichen Neckarried kleine autochthone Bestände z. B. von *Cirsium tuberosum*, die heute zumeist erloschen sind (Böger mdl.). Modelle für nährstoffarme, wechselfeuchte bis -trockene Standorte mit artenreichem Grünland gibt es noch im Gebiet des hessischen Oberrheins (z. B. NSG „Riedloch“ bei Trebur) und im NSG „Mönchbruch“ im Rhein-Main-Tiefland bei Mörfelden, südlich von Frankfurt. Als Zielgesellschaft wurde das *Cirsio tuberosi-Molinietum arundinaceae* Oberd. et Philippi ex Görs 1974 bestimmt, welches auf basenreichen, wechselfeuchten bis -trockenen Böden vorkommt und extensiv bewirtschaftet werden muss. Die Ansiedlung von Zielarten eines *Cirsio tuberosi-Molinietum* wurde in der Vergangenheit im Gebiet des Neckarrieds noch nicht durchgeführt. Die Pilotstudie sollte folgende Fragen klären:

a) Etablieren sich ausgewählte Zielarten des *Cirsio-Molinietum* nach Bodenabtrag und Diasporenapplikation auf Grünlandflächen im Hessischen Ried? Welche Tiefe eines Bodenabtrags erweist sich als optimal hinsichtlich einer erfolgreichen Etablierung?

Die ausgewählten Zielarten sind *Cirsium tuberosum* (m), *Galium wirtgenii* (m), *Carex tomentosa* (g) und *Linum catharticum* (a), die die funktionellen Pflanzentypen mehrjährige (m) und annuelle Kräuter (a) sowie Graminoide (g) repräsentieren.

b) Bauen die applizierten Zielarten innerhalb von drei Jahren eine Diasporenbank auf?

c) Etablieren sich Zielarten nach endozoochorer Ausbreitung durch Schafe? Die Bestände des *Cirsio-Molinietum* werden zwar extensiv gemäht, aber episodisch können sie auch in das Beweidungsregime integriert werden.

5.2. Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungen wurden auf den Flächen Kohlhof und Blechlose im Bereich des Hessischen Riedes durchgeführt. Wichtige Bodenparameter der beiden Untersuchungsgebiete sind in Tab. 5.1 zusammengestellt. Die Meereshöhen betragen 103 m ü. M. (Fläche a) und 96 m ü. M. (Fläche b).

Fläche a: Kohlhof (Untersuchung der direkten Samen-Applikation bei 10 cm Bodenabtrag und der Etablierung nach endozoochorer Ausbreitung)

Die mittlere gewichtete Ellenberg-Feuchtezahl (ELLENBERG et al. 2001) (ohne Bodenabtrag) betrug 5,1 (Mittelwert aus 3 Aufnahmen à 25 m² im Jahr 2009).

Fläche b: Blechlose (Untersuchung der direkten Samen-Applikation entlang eines experimentell erstellten Bodentiefe-Gradienten 25-100 cm)

Die mittlere Ellenberg-Feuchtezahl (ohne Bodenabtrag) betrug 5,2 (Mittelwert aus 3 Aufnahmen à 25 m² im Jahr 2009).

Bemerkenswert ist im Gebiet das Vorkommen von *Samolus valerandi* im Bereich einer künstlich angelegten Vertiefung direkt benachbart der Experimentierfläche. Diese gefährdete Art gehört zum Vegetationskomplex meso-/oligotropher Feuchtwiesen und darin eingebetteter Muldenstandorte.

Bodenparameter			Gesamt-N (g/kg)			Phosphat-P (mg/kg)		pH		Kalk (g/kg)	
	Abtragstiefe (cm)	Probenahmetiefe (cm)	n	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE
Fläche a (Kohlhof)	-	0-10	3	3,0	0,1	78,2	4,3	7,4	0,0	39,5	6,5
	-	60-70	3	1,0	0,2	2,0	1,0	7,7	0,0	245,9	25,2
Bodenabtragsfläche	10	0-10	3	2,5	0,2	49,4	4,8	7,5	0,0	35,6	8,9
Fläche b (Blechlose)	-	0-10	3	8,9	0,6	23,4	6,1	7,2	0,0	21,3	1,3
	-	60-70	3	2,9	0,1	5,1	1,7	7,5	0,1	80,1	44,7
Bodentiefe-Gradient	25	0-10	1	1,3	-	n.n	-	7,5	-	13,9	-
	40	0-10	1	1,2	-	n.n	-	7,5	-	15,8	-
	55	0-10	1	1,7	-	0,0	-	7,5	-	15,8	-
	70	0-10	1	1,5	-	0,9	-	7,5	-	38,9	-
	85	0-10	1	0,5	-	2,2	-	7,7	-	244,0	-
Leitbild (Mönchbruch)	-	0-10	3	13,2	1,0	7,1	1,0	7,0	0,2	23,0	3,0
	-	60-70	3	25,4	0,5	n.n	-	7,5	0,1	281,0	122,8

Tabelle 5.1: Bodenparameter der Untersuchungsflächen (MW = Mittelwert, SE = Standardfehler, n = Anzahl der Mischproben). n.n. = nicht nachweisbar.

Leitbildfläche NSG „Mönchbruch“

Die Leitbildfläche eines *Cirsio tuberosi-Molinietum* befindet sich im NSG „Mönchbruch“ bei Mörfelden, welches eines der letzten großen Feuchtwiesen-Gebiete in Südhessen ist und extensiv gemäht wird. Die Vegetation der Feuchtwiesen wurde von GOEBEL (1995) dokumentiert. Die mittlere Ellenberg-Feuchtezahl betrug 6,9 (Mittelwert aus 3 Aufnahmen à 25 m² im Jahr 2009).

5.3. Methoden

Das Experiment startete auf beiden Flächen im August 2005 und umfasst inzwischen einen analysierten Zeitraum bis August 2009. Der Beginn der Studie im Jahr 2005 mit der

Sammlung und Applikation der Diasporen sowie die Untersuchungen im Jahr 2006 wurden durch J. Drobnik im Rahmen ihrer Diplomarbeit durchgeführt (DROBNIK 2007).

5.3.1. Untersuchungsdesign

Auf der Fläche a („Kohlhof“) wurden drei Bodenabtragsflächen (7 m x 7 m) mit 10 cm Bodenabtrag installiert. Auf jeder dieser Flächen wurden vier Blöcke mit jeweils drei Untersuchungsplots angelegt, welche mit Metallkörben vor Beweidung geschützt wurden. In jedem Block wurde neben einer Kontrolle ein Plot mit direkter Applikation von Samen und ein Plot mit Applikation von Schaf-Faeces (mit endozoochor ausgebreiteten Zielarten, s. Kap. 3.4.) angelegt. Die Größe der einzelnen Plots betrug 30 cm x 30 cm und der Abstand zwischen den Plots mindestens 35 cm. Die Zuweisung der Behandlung zu den Plots erfolgte randomisiert.

Auf der Fläche b („Blechlose“) wurden entlang eines Bodentiefe-Gradienten von bis zu 100 cm Tiefe auf 6 Höhenniveaus Untersuchungsplots zur Samenapplikation angelegt (Abb. 1, 2).

Hinzu kommt das oberste Niveau von 10 cm Abtragstiefe, das hinsichtlich der floristischen Struktur untersucht wurde. Hier wurden jedoch keine Zielarten appliziert. Der Bodentiefe-Gradient, mit einer Fläche von 10 m x 10 m, wurde somit in insgesamt 7 Höhenniveaus eingeteilt. Ab einer Tiefe von 25 cm wurden je Höhenstufe 6 Untersuchungsplots angelegt. Die untersuchten Tiefen mit den applizierten Zielarten lagen bei: 25 cm, 40 cm, 55 cm, 70 cm, 85 cm, 100 cm. Diese 6 Abtragstiefen beherbergten jeweils 3 Applikationsplots und 3 Kontrollplots, welche innerhalb des Streifens randomisiert platziert wurden. Die Größe der einzelnen Plots betrug 30 cm x 30 cm und der Abstand zwischen den Plots lag bei mindestens 100 cm.

Auf beiden Untersuchungsflächen (a, b) wurde im Herbst 2008 eine Pflegemahd durchgeführt. Dabei wurde die Vegetation auf Stoppelhöhe gekürzt.

5.3.2. Bodenuntersuchungen

5.3.2.1. Entnahme und Aufbereitung

Im Oktober 2007 wurden Bodenproben von den Bodenabtragsflächen der Fläche a und von den einzelnen Abtragstiefen bis 85 cm (100 cm Abtragstiefe durch Überstauung nicht zugänglich) des Bodentiefe-Gradienten der Fläche b untersucht. Die Proben (0–10 cm) wurden mit dem Eijkelpkamp-Folienprobennehmer (Durchmesser 4,7 cm) entnommen. Auf der Fläche a wurden drei Mischproben (aus je zwei Einzelproben) hergestellt, während pro Abtragstiefe des Bodentiefe-Gradienten nur eine Mischprobe untersucht wurde. Diese wurden bei 30 °C in einem Umlufttrockenschrank getrocknet. Die trockenen, fest zusammenhaltenden Proben (hoher Tongehalt) wurden mit einem Kunststoffhammer zertrümmert, danach mit einem Sieb (2 mm Maschenweite) gesiebt und schließlich in Subproben für die Analysen aufgeteilt.

Die Bestimmung des Gesamtstickstoff(N_{ges})-Gehalts des Bodens erfolgte am Elementaranalyzer (Carlo Erba EA1108). Subproben wurden bei 70 °C getrocknet, fein gemahlen und analysiert. Wir erzielten eine Richtigkeit von 101 ± 2 % für Standardboden A bzw. 101 ± 4 % für Standardboden B (Referenzböden Fa. Hekatech).

Zur Messung des Phosphat-P-Gehaltes wurden Calcium-Acetat-Lactat (CAL)-Extrakte hergestellt (VDLUFA 1991). Diese wurden im Autoanalyzer (photometrische Messung des Molybdän-Blau-Komplexes, Fa. SKALAR) analysiert.

Die Messung der pH-Werte erfolgte nach Suspension der Bodenproben in 0,01 mol/l Calciumchlorid-Lösung elektrometrisch mit der Glaselektrode (VDLUFA 1991).

Die Kalkgehaltbestimmung beruht auf der Messung der Pufferkapazität (ASHWORTH 1997). Die verwendeten Subproben wurden zuvor bei 70 °C getrocknet und fein gemahlen.



Abb. 5.1: Bodentiefe-Gradient in Aufsicht auf der Fläche b im September 2005, von Ost (links) nach West (rechts). Deutlich erkennbar sind die kalkreichen, helleren Tone im mittleren und unteren Bereich des Profils.



Abb. 5.2: Bodentiefe-Gradient auf der Fläche b im Jahr August 2007 von SO (vorn) nach NW (hinten). Deutlich sind im mittleren Abschiebbereich Gruppen von *Cirsium tuberosum* zu erkennen; im Hintergrund: *Phragmites australis* und *Typha latifolia*.

5.3.3. Applikation und Dokumentation der Pflanzen/Vegetation

Zur Untersuchung der Inokulation auf Artenebene wurden die Zielarten *Carex tomentosa*, *Cirsium tuberosum*, *Galium wirtgenii* und *Linum catharticum* direkt appliziert. Auf die einzelnen Applikations-Plots der beiden Untersuchungsflächen a und b wurden jeweils 50 Diasporen der einzelnen Zielarten ausgebracht, indem die Diasporen ca. 5 mm tief in den Boden eingedrückt wurden. Die Sammlung des Diasporenmaterials für die experimentelle Applikation erfolgte von Juni bis August 2005 im Gebiet um das NSG "Riedloch von Trebur".

5.3.4. Abundanzaufnahmen und Vitalitätsmessungen

Die Keimung und Etablierung der vier Zielarten *Carex tomentosa*, *Cirsium tuberosum*, *Galium wirtgenii* und *Linum catharticum*, sowie ihre Populationsentwicklung wurden durch Abundanzaufnahmen, jeweils im August der Jahre 2006 bis 2009, dokumentiert. Bei den Arten *Cirsium tuberosum* und *Carex tomentosa* wurden aufgrund von Polykormonbildung die Sprosse gezählt (siehe PATZELT et al. 1997), bei den übrigen Arten die Individuen. Auf dem Bodentiefe-Gradienten wurde ein Randbereich von 40 cm um die Plots, aufgrund Verdriftungereignissen nach der Applikation der Diasporen (DROBNIK 2007), in die Aufnahmen einbezogen.

Zusätzlich fand eine Messung der Vitalität der einzelnen Pflanzen des Bodentiefe-Gradienten statt. Als Parameter dienten Rosettendurchmesser bzw. maximale Blattlänge (für *Cirsium tuberosum* und *Carex tomentosa*), Triebanzahl und maximale Trieblänge (*Galium wirtgenii*), sowie Triebanzahl und Blütenanzahl (*Linum catharticum*).

5.3.5. Vegetationsaufnahmen

Die Vegetation der Gesamtfläche des Bodentiefe-Gradienten wurde ab dem Jahr 2006 jährlich unmittelbar nach der Abundanz-Aufnahme der Zielarten in den Monaten August bzw. September untersucht. Die untersuchte Fläche des Gradienten wurde in 7 Streifen (13,6 m² pro Streifen) unterschiedlicher Abschiebetiefe unterteilt (0-10 cm, 11-25 cm, 26-40 cm, 41-55 cm, 56- 70 cm, 71-85 cm, 86-100 cm). Die Vegetationsaufnahmen wurden mit einer differenzierten Prozentskala aufgenommen (Tab. 5.2).

Die Höhenangabe der Feldschicht in den Vegetationsaufnahmen als 90 % -Perzentil entspricht der Höhe der Vegetation, unterhalb welcher sich 90 % der vorhandenen Phytomasse befinden.

Deckung (%)	Wert	Deckung (%)	Wert	Deckung (%)	Wert	Deckung (%)	Wert
< 1,0	0,1	7,5-12,4	10	37,5-42,4	40	72,5-77,4	75
1,0-1,4	1	12,5-17,4	15	47,5-52,4	50	77,5-82,4	80
1,5-2,4	2	17,5-22,4	20	52,5-57,4	55	82,5-87,4	85
2,5-3,4	3	22,5-27,4	25	57,5-62,4	60	87,5-92,4	90
3,5-4,4	4	27,5-32,4	30	62,5-67,4	65	92,5-97,4	95
4,5-7,4	5	32,5-37,4	35	67,5-72,4	70	97,5-100	100

Tabelle 5.2: Differenzierte Skala der Vegetationsaufnahmen auf dem Bodentiefe-Gradienten.

5.3.6. Etablierung von Zielarten nach endozoochorer Ausbreitung

Zur Untersuchung der endozoochoren Ausbreitung und Etablierung von Zielarten wurden drei Schafe mit jeweils 3500 Samen der Arten *Carex tomentosa*, *Galium wirtgenii* und *Linum catharticum* gefüttert (DROBNIK 2007). Zu diesem Zweck wurden die Samen der Arten auf getrocknetem Brot mit einer dünnen Schicht Frischkäse appliziert. Nach der Fütterung erfolgte fünf Tage lang jeweils die Sammlung der gesamten Faeces von der Weidefläche. Die Tiere beweideten während der Zeit Sandvegetation, womit eine Kontamination durch Arten des Feuchtgrünlandes auszuschließen war. Die gesammelten Faeces wurden drei Wochen lang luftgetrocknet und bis zur weiteren Verwendung in Papiertüten gelagert. Vor der Applikation auf die Faeces-Applikations-Plots (s. o.) erfolgte die Mischung aller Proben. Am 05.10.2005 wurden jeweils 224 g pro Faeces-Applikations-Plot ausgebracht. Zur Vorbeugung gegen ein mögliches laterales Verdriften wurden alle Plots mit Erdbeerschutznetz (4 mm Maschenweite) überspannt (alle Untersuchungen von DROBNIK 2007). Alle aufkommenden Keimlinge bzw. Individuen wurden markiert, um die Entwicklung zu verfolgen.

5.3.7. Untersuchung der Diasporenbank

Die erste Probenahme für die Diasporenbank erfolgte am 11.05.2006 auf 7 Tiefen des Gradienten (10 cm, 25 cm, 40 cm, 55 cm, 70 cm, 85 cm, 100 cm) mit einem Stechbohrer (Firma Eijkelkamp, Ø 3 cm) (DROBNIK 2007). Unmittelbar über der Höhe der Untersuchungsplots erfolgte die Entnahme von 10 Einzelproben (0-10 cm) pro Abtragstiefe (systematisch), welche zu einer Mischprobe vereinigt wurden. Zur Bestimmung der Diasporen wurde die Keimling-Auflauf-Methode angewandt. Die Mischproben (Volumen 707 cm³) wurden auf zwei Plastikschaalen (Maße: 14,5 cm x 22,5 cm) aufgeteilt und mit jeweils 400 ml autoklavierten Sand vermischt. Die Gaze-geschützten Proben wurden unter Semi-

Freilandbedingungen im Botanischen Garten der TU Darmstadt exponiert. Die Proben wurden kontinuierlich feucht gehalten und regelmäßig in größeren Zeitabständen gewendet, um auch die Keimung tiefer liegender Samen zu ermöglichen.

Um die Entwicklung der Diasporenbank des Bodentiefe-Gradienten zu untersuchen, wurden im Zeitraum 26.11.2009 bis 01.12.2009 Diasporenbankproben auf fünf Abtragstiefen (10 cm, 25 cm, 40 cm, 55 cm, 70 cm) genommen (tiefere Bereiche waren überstaut). Die Probenentnahme geschah mit einem Folienprobennehmer (Firma Eijkelkamp, $\varnothing = 4,7$ cm) und folgte dem Entnahmedesign der ersten Probenentnahme. Die Mischproben (Volumen 1735 cm³) wurden auf fünf Plastikschaalen aufgeteilt und jeweils mit 400 ml autoklavierten Sand vermischt. Alle Proben exponierten wir danach in einer Klimakammer und hielten sie kontinuierlich feucht. Bei einer Temperatur von 20 °C und einer täglichen Belichtungsdauer von 16 Stunden betrug die Untersuchungsdauer 5 Monate. In dieser Zeit wurden die Bodenproben nach Entfernen gekeimter Pflanzen einige Male gewendet, um tieferliegenden Samen die Keimung zu ermöglichen.

5.3.8. Datenanalyse

Die Berechnung der quantitativen mittleren Ellenberg-Zeigerwerte erfolgte mit dem Programm Ellex 2005 (Version 4.8).

Die statistische Analyse der Daten (Individuen- bzw. Sproßzahlen und Vitalitätsparameter) unter dem Einfluss der unabhängigen Variablen „Zeit“ und „Tiefe“ erfolgte durch gemischte lineare Modelle mit SAS 9.2 (Proc Glimmix), welche nach LITTELL et al. (1998, 2000) sehr geeignet für Zeitreihen sind. Die Daten wurden für die statistische Analyse wurzeltransformiert und für jeden Datensatz die geeignete Kovarianzstruktur, nach korrigiertem Akaike-Kriterium (AICC), ermittelt (FERNANDEZ 2007). Kovarianzstrukturen mit einer negativen Hesse-Matrix fanden keine Verwendung, außerdem wurde bei gleichen AICC-Werten die einfachere Kovarianzstruktur gewählt. Anschließend wurden Tukey post hoc-Tests durchgeführt. Signifikante Unterschiede mit $p < 0,05$ werden nachfolgend als schwachsignifikant, mit $p < 0,01$ als mittelsignifikant und mit $p < 0,001$ als hochsignifikant angegeben.

5.4. Ergebnisse

5.4.1. Bodenverhältnisse

Der Bodenabtrag von 10 cm auf der Fläche a führte zur Reduktion der Nährstoffe (Tab. 1). Der Phosphat-P-Gehalt lag allerdings immer noch deutlich über dem Gehalt des Bodens der Leitbildfläche Mönchbruch. Kalkgehalt und pH-Wert änderten sich durch die Abtragung nicht wesentlich und lagen im Vergleich zum Leitbild etwas über den dortigen Werten. Der Bodenabtrag des Bodentiefe-Gradienten auf Fläche b führte ebenfalls zur Reduktion der Nährstoffgehalte. Durch den größeren Abtrag war diese ausgeprägter als auf Fläche a und erreichte auch eine starke Reduktion beim Phosphat-P-Gehalt auf Werte deutlich unterhalb der Leitbildfläche. Der Kalkgehalt und pH-Wert wurden bis 70 cm Abtrag wiederum nur leicht verändert und sind den Leitbildflächen ähnlich. Nach Abschiebung von 85 cm wurde sehr kalkreiches Substrat freigelegt.

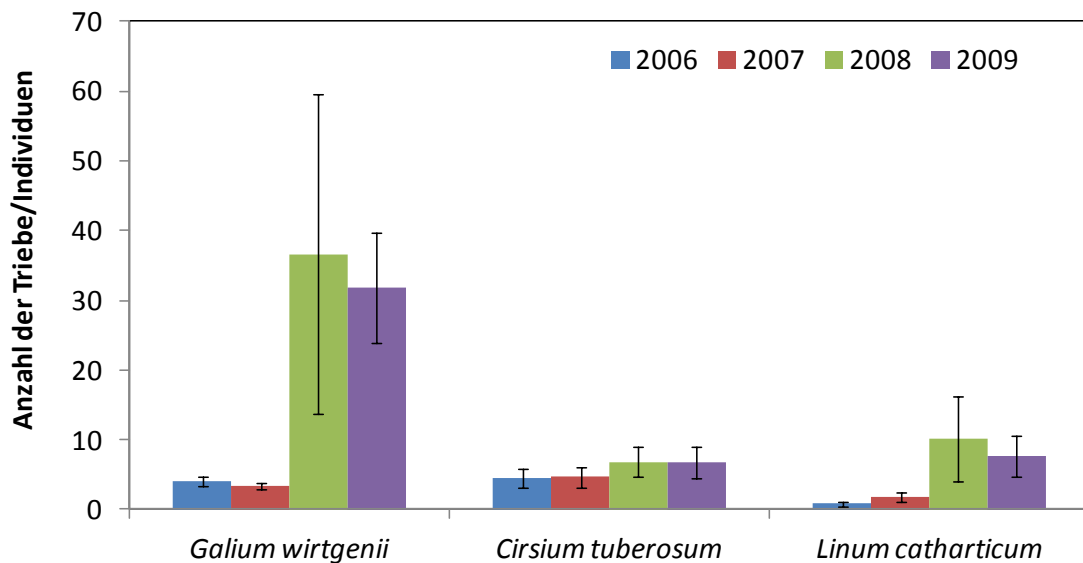


Abb. 5.3: Mittlere Anzahl der Triebe/Individuen pro Plot von *Cirsium tuberosum*, *Galium wirtgenii* und *Linum catharticum* bei 10 cm Abtragstiefe auf Fläche a (*Carex tomentosa* keimte nicht); 12 Plots à 30 cm x 30 cm. Fehler: Standardfehler.

5.4.2. Direkte Applikation von Zielarten bei 10 cm Abschiebetiefe (Fläche a)

Von den vier applizierten Zielarten keimten die Arten *Cirsium tuberosum*, *Galium wirtgenii* und *Linum catharticum* und konnten sich erfolgreich etablieren (Abb. 5.3). *Carex tomentosa* keimte zu keinem Zeitpunkt.

Bei *Cirsium tuberosum* keimten von den ausgebrachten Diasporen 2006 13 % (DROBNIK 2007). Im August desselben Jahres waren noch $4,4 \pm 1,3$ (MW \pm Standardfehler) Individuen je Plot vorhanden. In den Folgejahren kam es zu einem leichten, aber nicht signifikanten, Anstieg der Abundanz. Von *Galium wirtgenii* waren im Mittel 48 % der Samen gekeimt (DROBNIK 2007). Im August 2006 wies die Population eine Abundanz von $4,1 \pm 0,7$ Individuen pro Plot auf. Danach kam es zu hochsignifikanten Veränderungen und die Abundanz erreichte zuletzt (2009) $31,8 \pm 7,9$ Individuen pro Plot. Die dritte Zielart, *Linum catharticum*, etablierte sich ebenfalls über die Zeit. Zu Beginn wies sie die geringsten Werte auf, es keimten durchschnittlich 2 %, und im August 2006 waren $0,8 \pm 0,4$ Individuen pro Plot vorzufinden (DROBNIK 2007). Bis 2009 kam es zu einem schwachen, nicht signifikanten Anstieg.

2008 und 2009 wurden Individuen der Arten *Cirsium tuberosum* und *Galium wirtgenii* in einiger Entfernung (bis 30 cm) zu den Untersuchungsplots vorgefunden. Diese Ausbreitung geschah bevorzugt auf der abgeschobenen Fläche.

5.4.3. Direkte Applikation von Zielarten im Bodentiefe-Gradienten (Fläche b)

Die vier eingebrachten Zielarten keimten alle im Jahr 2006 und konnten sich über den Untersuchungszeitraum bis zum Jahr 2009 etablieren.

Carex tomentosa keimte im Jahr 2006 auf allen 6 Abschiebetiefen des Bodentiefe-Gradienten (DROBNIK 2007). Im August 2006 wurden zwischen maximal $3,3 \pm 2,4$ (Mittelwert \pm Standardfehler) Individuen pro Plot auf 85 cm Abschiebetiefe und minimal $0,65 \pm 0,4$ Individuen auf 100 cm Abschiebetiefe vorgefunden (Abb.5. 4). Ein Jahr später, im Jahr 2007, stieg die Abundanz auf fast allen Abschiebetiefen leicht an. In den beiden folgenden Jahren konnte sich die Population weiter vergrößern. Insgesamt stieg die Abundanz über den Untersuchungszeitraum hochsignifikant an. In Abhängigkeit von der Abschiebetiefe fiel die mittlere Abundanz entlang des Gradienten hochsignifikant ab.

Die anhand der Parameter maximale Blattlänge und Rosettendurchmesser ermittelte Vitalität war 2007 bis 2008 auf einer Abschiebtiefe von 40 cm am höchsten. Im Jahr 2009 lag die höchste Vitalität bei 25 cm Abschiebetiefe (Tab. 3). Im Jahr 2008 nahmen beide Parameter im Vergleich zum Vorjahr mittelsignifikant zu, während im Jahr 2009 nur die max. Blattlänge schwachsignifikant anstieg.

Die Werte beider Vitalitätsparameter fielen hochsignifikant mit steigender Abschiebetiefe ab.

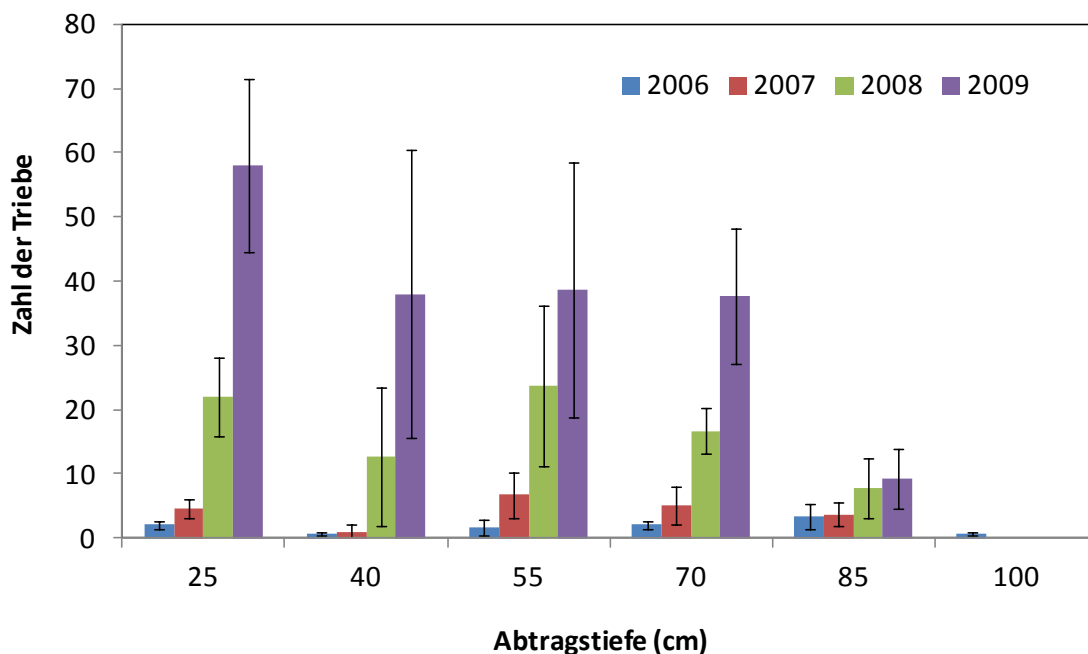


Abb. 5.4: Mittlere Anzahl der Triebe pro Plot von *Carex tomentosa* bei den einzelnen Abtragstiefen; je 3 Plots à 30 cm x 30 cm. Fehler: Standardfehler.

Die Deckung von *Carex tomentosa* befand sich 2007 bei relativ niedrigen Werten von 0,1 % auf allen besiedelten Abschiebetiefen (Abb. 5.5). Im Jahr 2008 stieg die Deckung im Bereich von 11–40 cm an. Dieser Anstieg verstärkte sich im Jahr 2009, so dass Deckungen von 25 % bis maximal 30 % zu beobachten waren. Insgesamt stieg die Deckung der Art kontinuierlich im Bereich von 11–85 cm innerhalb des Untersuchungszeitraumes an.

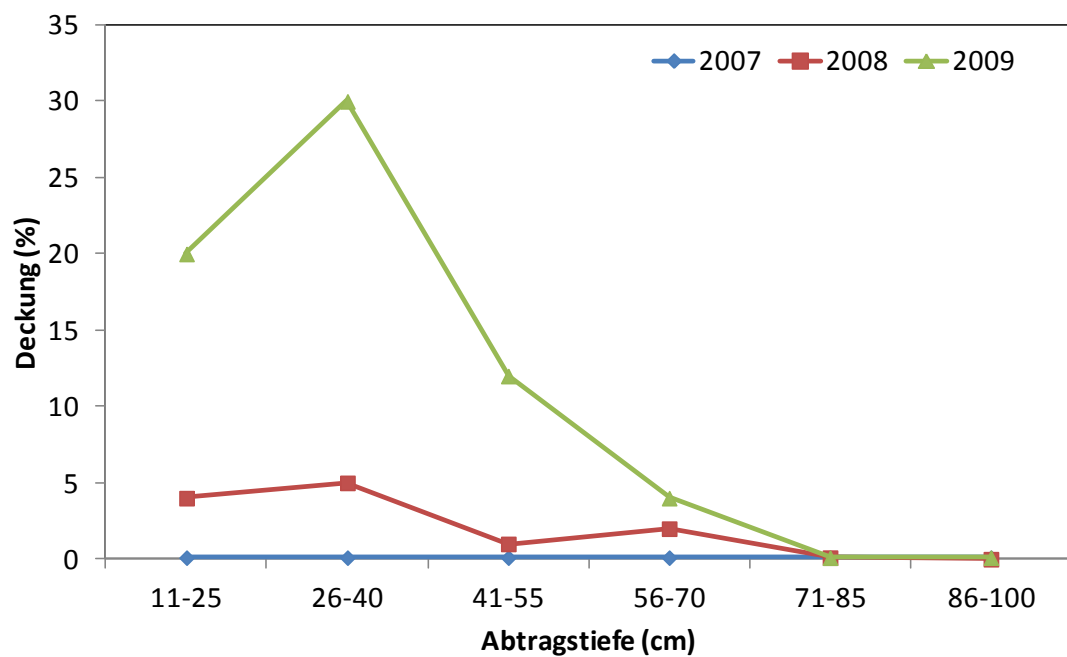


Abb. 5.5: Gesamtdeckung von *Carex tomentosa* auf den einzelnen Abtragstiefen (à 13,6 m²).

Zusätzlich zum Anstieg der Deckung konnte ab dem Jahr 2008 eine Ausbreitung bzw. Besiedlung der Abschiebetiefe von 0–10 cm beobachtet werden. Die Art besiedelte vom tiefer gelegenen Bereich des Gradienten diese Abschiebetiefe und erhöhte ihre Deckung auf 1 % im Jahr 2009.

Abtragstiefe		25 cm		40 cm		55 cm		70 cm		85 cm		100 cm	
C. tomentosa	Jahr	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE
Ø-Rosette (cm)	2006	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	2007	26,1	3,3	29,9	4,4	15,4	0,9	9,9	1,2	6,0	1,5	-	-
	2008	29,3	1,4	34,8	1,6	18,7	0,9	15,4	1,0	16,6	1,4	-	-
	2009	37,5	1,8	30,1	1,3	25,7	1,0	20,4	0,9	17,2	0,9	-	-
max. Blattl. (cm)	2006	4,1	0,9	2,0	0,0	1,9	0,1	1,1	0,2	1,5	0,4	5,0	0,0
	2007	19,1	2,4	22,9	2,4	8,9	0,5	5,6	0,7	3,7	0,9	-	-
	2008	22,5	0,9	28,0	1,1	14,4	0,6	11,5	1,2	12,9	1,3	-	-
	2009	29,7	1,2	26,4	1,0	20,5	0,8	16,3	0,6	15,9	1,0	-	-
C. tuberosum		MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE
Ø-Rosette (cm)	2006	15,9	0,9	16,4	0,8	13,2	1,4	4,3	0,5	-	-	-	-
	2007	34,3	1,7	26,2	1,3	11,9	1,8	7,5	-	-	-	-	-
	2008	20,7	0,9	14,4	1,0	14,1	1,6	-	-	-	-	-	-
	2009	27,3	1,5	22,0	1,2	24,4	2,7	8,0	-	-	-	-	-
max. Blattl. (cm)	2006	9,6	0,5	9,9	0,4	7,2	0,7	2,6	0,4	-	-	-	-
	2007	23,5	0,9	16,4	0,7	6,4	1,0	4,0	-	-	-	-	-
	2008	15,8	0,7	9,6	0,7	8,4	1,1	-	-	-	-	-	-
	2009	22,9	1,0	17,0	1,1	14,3	1,5	5,0	-	-	-	-	-
G. wirtgenii		MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE
Anzahl Triebe	2006	3,5	0,2	4,3	0,5	3,3	1,0	1,3	0,3	-	-	-	-
	2007	8,3	1,6	7,8	1,7	6,3	0,3	-	-	-	-	-	-
	2008	9,6	1,4	12,7	3,2	12,7	3,3	-	-	-	-	-	-
	2009	7,4	1,5	15,8	3,4	10,5	3,5	-	-	-	-	-	-
max. Trieb länge (cm)	2006	9,8	1,1	8,6	1,0	5,9	1,5	2,0	0,3	-	-	-	-
	2007	47,1	4,8	32,8	5,4	11,3	3,4	-	-	-	-	-	-
	2008	49,9	3,1	39,9	3,6	30,7	5,5	-	-	-	-	-	-
	2009	57,5	7,2	57,8	3,5	24,3	8,2	-	-	-	-	-	-
L. catharticum		MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE
Anzahl Triebe	2006	4,0	0,4	4,0	0,3	3,0	2,0	-	-	-	-	-	-
	2007	2,1	0,2	1,3	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-
	2008	1,6	0,2	1,5	0,5	1,3	0,2	-	-	-	-	-	-
	2009	1,7	0,2	2,4	0,2	1,8	0,4	-	-	-	-	-	-
Anzahl Blüten	2006	17,6	2,8	22,8	5,0	2,0	2,0	-	-	-	-	-	-
	2007	12,2	1,6	5,8	4,3	-	-	-	-	-	-	-	-
	2008	4,8	0,7	11,0	9,0	0,1	0,1	-	-	-	-	-	-
	2009	6,2	1,1	12,2	1,4	5,5	2,3	-	-	-	-	-	-

Tabelle 5.3: Verschiedene Vitalitätsparameter der vier Zielarten (MW = Mittelwert, SE = Standardfehler). - = Art kam nicht vor. Höchstwerte fett gedruckt.

Cirsium tuberosum keimte im Jahr 2005 und 2006 auf allen untersuchten Abschiebetiefen (DROBNIK 2007). Im August 2006 kamen zwischen $12,6 \pm 10,2$ Individuen pro Plot auf 25 cm Abschiebtiefe bzw. $1,0 \pm 0,0$ Individuen in 85 cm Tiefe vor (Abb. 5.6).

In den nachfolgenden Jahren blieb die Abundanz auf den ersten zwei Abschiebetiefen relativ konstant und erreichte 2009 auf 40 cm Tiefe das Maximum von $20 \pm 14,7$ Individuen pro Untersuchungsplot. Im tieferen Bereich des Gradienten wurde *Cirsium tuberosum* nur in 55 cm Tiefe in allen Untersuchungsjahren nachgewiesen und erhöhte dort über die Zeit die

Abundanz geringfügig. Die Abnahme der Abundanz entlang des Tiefe-Gradienten war hochsignifikant; es gab keine signifikante Veränderung der Abundanz über den Untersuchungszeitraum.

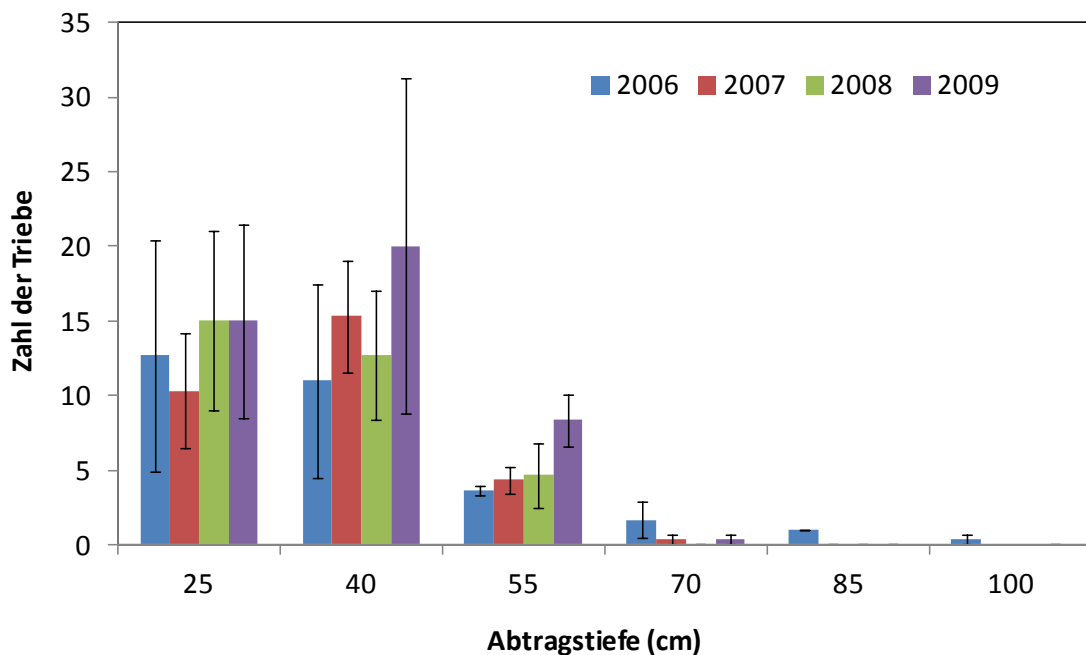


Abb. 5.6: Mittlere Anzahl der Triebe von *Cirsium tuberosum* pro Plot bei den einzelnen Abtragstiefen; je 3 Plots à 30 cm x 30 cm. Fehler: Standardfehler.

Die beiden Vitalitätsparameter max. Blattlänge und Rosettendurchmesser (Tab. 5.3) besaßen mit Ausnahme des Jahres 2006 auf einer Abschiebetiefe von 25 cm die höchsten Werte. Es traten hochsignifikante Wechselwirkungen der Variablen Zeit und Abtragstiefe bei dem Parameter max. Blattlänge auf. So kam es zu mittelsignifikanten Ab- und Zunahmen auf 25 bzw. 40 cm Abtragstiefe zwischen den einzelnen Jahren von 2006 bis 2009. Innerhalb der Jahre 2006 und 2009 gab es eine hochsignifikante Abnahme der Blattlänge ab einer Tiefe von 70 cm, während diese im Jahr 2007 ab 55 cm zu verzeichnen war. 2008 gab es keine signifikanten Unterschiede.

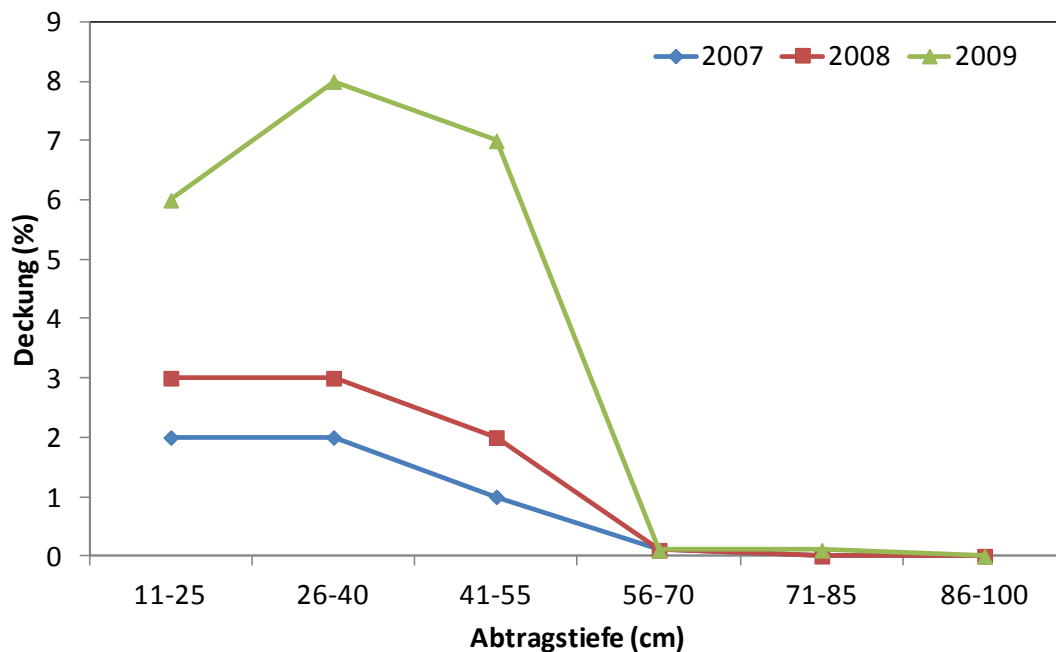


Abb. 5.7: Gesamtdeckung von *Cirsium tuberosum* bei den einzelnen Abtragstiefen (à 13,6 m²).

Der Rosettendurchmesser besaß ebenfalls hochsignifikante Wechselwirkungen der Variablen Zeit und Abtragstiefe. Mittelsignifikante Ab- bzw. Zunahmen des Durchmessers konnten auf den Abtragstiefen von 25 bzw. 40 cm in den Jahren 2007 und 2008 festgestellt werden. Entsprechend zur Blattlänge gab es innerhalb der Jahre 2006 und 2009 eine hochsignifikante Abnahme des Durchmessers ab einer Tiefe von 70 cm, während diese im Jahr 2007 ab 55 cm zu verzeichnen war. 2008 gab es keine signifikanten Unterschiede.

Im Jahr 2007 zeigte *Cirsium tuberosum* eine Deckung von 2 % auf 11–25 cm sowie 26–40 cm Abschiebetiefe (Abb. 5.7). Im Folgejahr stieg die Deckung auf allen von *Cirsium tuberosum* besiedelten Höhenniveaus (bis 70 cm Tiefe) leicht an, und es kam zu einer langsamen Besiedlung der angrenzenden Fläche durch wenige Individuen.

Vergleichbar zu *Carex tomentosa* erhöhte sich die Deckung kontinuierlich in einem Bereich von 11–55 cm. Seit dem Jahr 2009 wurden erste Individuen mit geringer Deckung auf der Fläche mit 71–85 cm Abschiebetiefe nachgewiesen.

Galium wirtgenii keimte im Herbst 2005 und im Frühjahr 2006 (DROBNIK 2007). Die Untersuchung ergab hochsignifikante Wechselwirkungen der Variablen Zeit und Abtragstiefe. Die Abundanz lag im August des Jahres 2006 zwischen $8,3 \pm 1,7$ und $0,7 \pm 0,9$ Individuen pro Plot (Abb. 8). Mittelsignifikante Abnahmen der Abundanz hinsichtlich der Abtragstiefe zeigten sich im Jahr 2006 zwischen den Abtragstiefen von 25 bzw. 40 cm und 85 cm. Im Folgejahr 2007 sank die Abundanz auf allen Abtragstiefen und ab 70 cm Tiefe verschwand die Art. Ein Jahr später, im Jahr 2008, kehrte sich dieser negative Trend auf den ersten beiden Abschiebetiefen (25 bzw. 40 cm) um, und es kam zu hoch- bzw. schwachsignifikanten Zuwächsen der Individuenzahlen. Somit traten hoch- und mittelsignifikanten Abnahmen der Abundanz zwischen den Abtragstiefen von 25 bzw. 40 cm und 55 cm auf. Das Jahr 2009 zeigte wiederum schwach- bzw. mittelsignifikante Zuwächse auf den Abschiebetiefen bis 40 cm. Das Maximum von $37 \pm 6,7$ Individuen pro Plot wurde

im Jahr 2009 auf 25 cm Abschiebetiefe erreicht. Die Abundanz auf 55 cm Abtragstiefe war weiterhin hochsignifikant geringer als auf 25 bzw. 40 cm Tiefe.

Betrachtet man die Vitalitätsparameter Triebanzahl und max. Trieblänge der Art (Tab. 5.3), so veränderte sich die Triebanzahl über den Untersuchungszeitraum nicht signifikant. In Abhängigkeit zur Abschiebetiefe zeigte sich allerdings ein hochsignifikanter Effekt. Die höchste Vitalität bezüglich einer maximalen Triebanzahl von $15,8 \pm 9,5$ (MW \pm Standardfehler) wurde im Jahr 2009 auf 40 cm Abschiebetiefe erreicht.

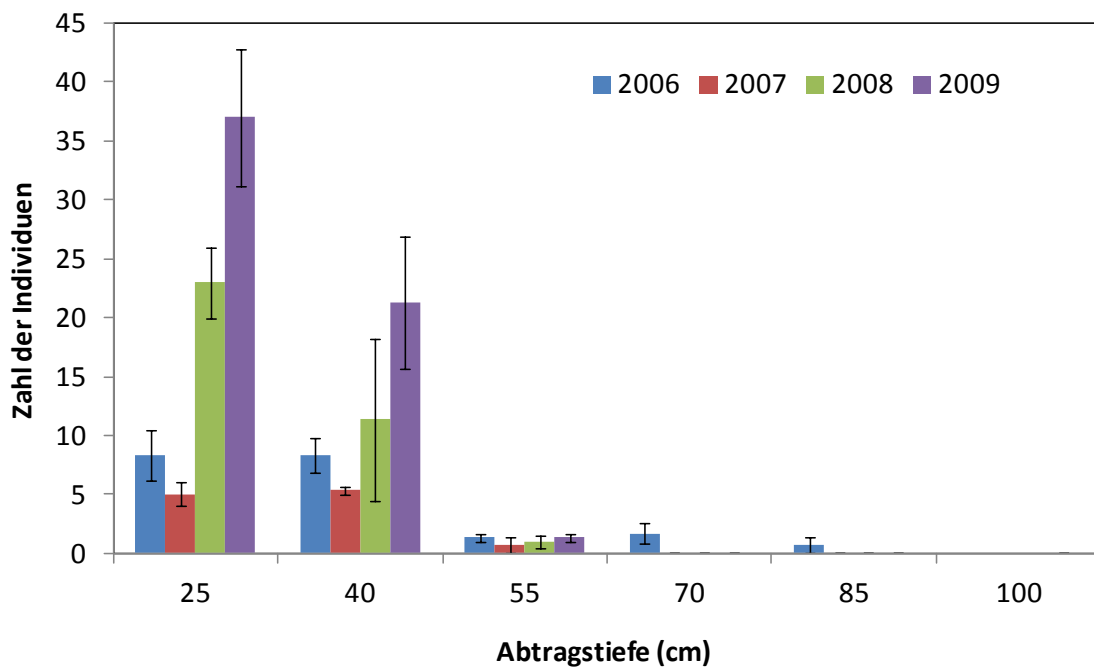


Abb. 5.8: Mittlere Anzahl der Individuen pro Plot von *Galium wirtgenii* beider einzelnen Abtragstiefen; je 3 Plots à 30 cm x 30 cm. Fehler: Standardfehler.

Die maximale Trieblänge zeigte hochsignifikante Wechselwirkungen der Variablen Zeit und Abtragstiefe. Im Jahr 2007 kam es nach Zunahmen der Trieblänge, welche auf 25 cm Abtragstiefe schwachsignifikant war, zu einer hochsignifikant geringeren max. Trieblänge ab 55 cm Tiefe im Vergleich zu 25 bzw. 40 cm Tiefe. Im Jahr 2008 unterschieden sich nur die Abtragstiefen von 25 cm und 55 cm schwachsignifikant. Im folgenden Jahr 2009 wurden die höchsten Werte des Parameters erreicht. Die Individuen der Abtragstiefen 25 bzw. 40 cm besaßen in diesem Jahr eine schwach- bis mittelsignifikant höhere max. Trieblänge als in 55 cm Tiefe.

Galium wirtgenii erreichte im Jahr 2007 eine Deckung von 1 % auf den Aufnahmestreifen mit Abschiebetiefen von 11–25 und 26–40 cm (Abb. 5.9).

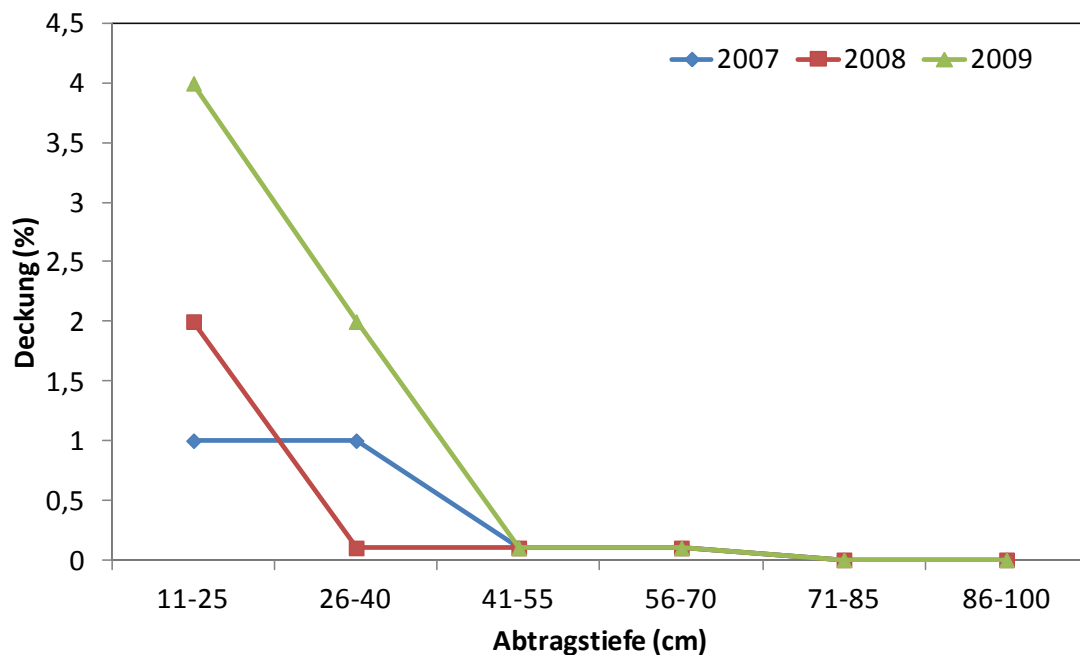


Abb. 5.9: Gesamtdeckung von *Galium wirtgenii* auf den Abtragstiefen (à 13,6 m²).

Im tieferen Bereich, bis zu einer Tiefe von 56–70 cm, kam die Art auf Deckungen von 0,1 %. Diese Werte blieben über den Untersuchungszeitraum konstant und Veränderungen geschahen nur in dem oberen Bereich des Gradienten. Während in 11–25 cm Tiefe die Deckung kontinuierlich bis zum Jahr 2009 anstieg, fiel sie in 26–40 cm Abschiebetiefe im Jahr 2008 und stieg im Jahr 2009 wieder an. Die maximale Deckung von 4 % wurde im Jahr 2009 auf 11–25 cm Abschiebetiefe beobachtet. Seit dem Jahr 2008 ist die Art auf dem ersten Aufnahmestreifen, mit einer Abschiebetiefe von 0–10 cm, mit einer Deckung von 0,1 % zu finden.

Linum catharticum keimte im Frühjahr 2006 nur auf den oberen drei Abschiebetiefen von 25 bis 55 cm (DROBNIK 2007). Die statistische Untersuchung ergab hochsignifikante Wechselwirkungen der Variablen Zeit und Abtragstiefe.

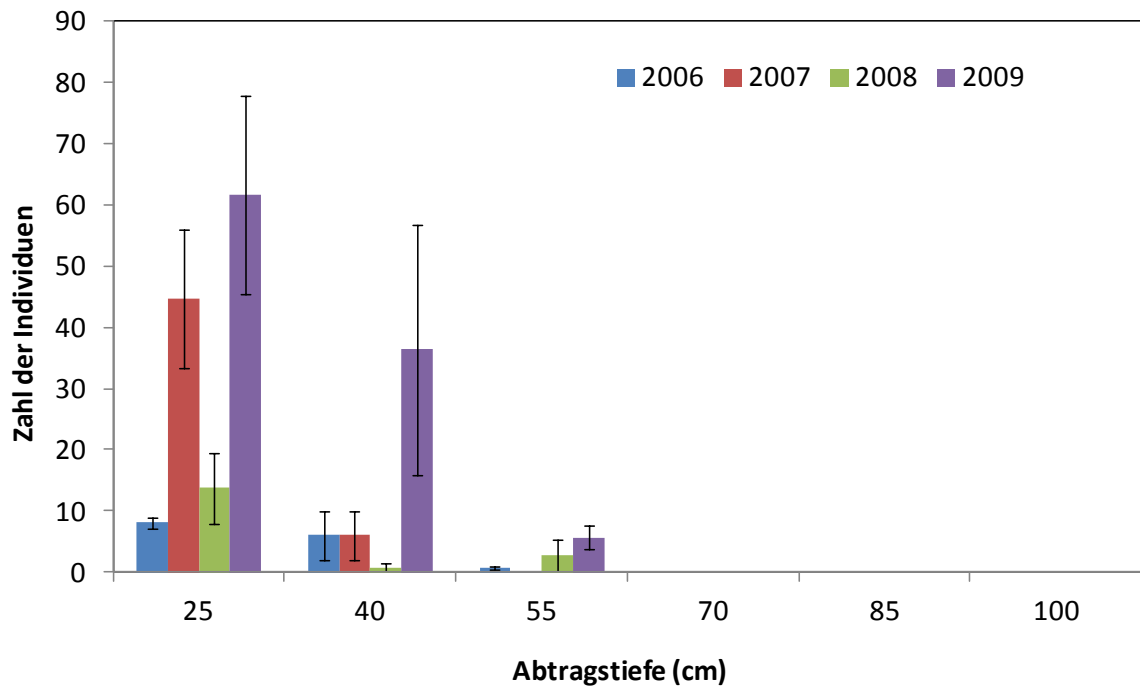


Abb. 5.10: Mittlere Anzahl der Individuen pro Plot von *Linum catharticum* bei den einzelnen Abtragstiefen; je 3 Plots à 30 cm x 30 cm. Fehler: Standardfehler.

Im August 2006 erreichte die Population zwischen $8,0 \pm 1,3$ Individuen pro Plot auf 25 cm Abschiebetiefe und $0,7 \pm 0,4$ Individuen in 55 cm Abschiebetiefe (Abb. 5.10). Zum Jahr 2007 stieg die Individuenzahl auf 25 cm Abtragstiefe hochsignifikant an und es kam zu einer hochsignifikanten Abnahme der Abundanz zwischen 25 und 40 cm Abtragstiefe. Es folgte eine hochsignifikante Abnahme der Abundanz zum Jahr 2008 auf 25 bzw. schwachsignifikant auf 40 cm Abtragstiefe. Im Jahr 2009, erreichte die Abundanz auf 25 cm Abschiebetiefe ein Maximum von $61,7 \pm 20,2$ Individuen pro Plot. Die hochsignifikanten Anstiege der Abundanz auf den ersten beiden Abtragstiefen führten zu hochsignifikant bzw. schwachsignifikant geringeren Individuenzahlen auf 55 cm Tiefe im Vergleich zu den beiden höher liegenden Abtragstiefen.

Die untersuchten Vitalitätsparameter Blütenanzahl und Triebanzahl von *Linum catharticum* (Tab. 5.3) zeigten hoch- bis mittelsignifikante Wechselwirkungen der Variablen Zeit und Abtragstiefe. Besaß die Vitalität bezüglich der Triebanzahl im ersten Jahr der Untersuchung die höchsten Werte ohne signifikante Unterschiede entlang des Gradienten, so fiel sie generell und auf 40 cm Abtragstiefe schwachsignifikant zum Jahr 2007 ab. Im Jahr 2008 kam es zu schwachsignifikant weniger Trieben auf 55 cm Tiefe im Vergleich zu 25 cm. Der zweite Parameter Blütenanzahl erreichte die höchsten Werte im ersten Jahr der Untersuchung. Die Individuen der beiden ersten Abtragstiefen besaßen in diesem Jahr hochsignifikant mehr Blüten als jene in 55 cm Abtragstiefe. Zum Jahr 2007 fiel die Blütenanzahl auf 40 cm Abtragstiefe mit hoher Signifikanz und es trat eine schwachsignifikante Abnahme der Blütenanzahl zwischen den ersten beiden Abtragstiefen auf.

5.4.4. Vegetationsentwicklung (Fläche b), Tab. 5.4

Die höchsten Artenzahlen kamen zwischen 11–40 cm Abschiebetiefe des Gradienten vor. Sie lagen zwischen minimal 27 Arten in 26–40 cm Tiefe im Jahr 2008 und maximal 34 Arten in derselben Tiefe im Jahr 2007. Mit Zunahme der Abschiebetiefe zeigten die Artenzahlen in allen Jahren, mit Ausnahme des Jahres 2006, geringere Werte. Auf einer Abschiebetiefe von 86–100 cm befand sich im Jahr 2007 bzw. 2009 die artenärmste Vegetation mit 8 Arten. Im obersten Bereich des Gradienten fiel die Artenzahl im Vergleich zu den anschließenden mittleren Abschiebetiefen auf Werte zwischen 27 Arten im Jahr 2006 und 17 in 2007, erreichte nachfolgend 23 Arten in den Jahren 2008 und 2009.

Die Vegetationsaufnahmen zeigten die folgende floristische Gliederung: den Bereich der oberen Höhenniveaus kennzeichneten einige Ruderalarten und Ackerwildkräuter (*Solidago gigantea*, *Calamagrostis epigejos*, *Epilobium parviflorum*, *Lactuca serriola*, *Setaria viridis* u. a.). Neben den Ruderalarten war vor allem im oberen Bereich auch ein Auftreten von *Arrhenatherum elatius* und *Festuca pratensis* zu verzeichnen. Die Ruderalarten nahmen mit zunehmender Tiefe ab und wurden von nässeanzeigenden Arten abgelöst. Hier bildete sich ein Röhricht-ähnlicher Bestand mit *Phragmites australis* und *Typha latifolia* aus. Weiter konnte auf dem gesamten Gradienten das Aufkommen der Rote Liste-Arten *Samolus valerandii* und *Juncus subnodulosus* verzeichnet werden. Hierbei zeigte sich, dass besonders *Juncus subnodulosus* im Laufe der Untersuchung die Deckung kontinuierlich vergrößerte und sich ausbreitete.

Die Ellenberg-Feuchtwerte zeigten einen Anstieg entlang des Gradienten und spiegelten den Anstieg der feuchten bzw. nassen Bedingungen wider. So befand sich der geringste Wert von 4,8 auf 25 cm Abtragstiefe im Jahr 2006, während der höchste Wert von 9,3 auf 100 cm im Jahr 2007 zu finden war. Die Abtragstiefen von 25 cm im Jahr 2009 bzw. 40 cm ab dem Jahr 2007 mit Feuchtwerten zwischen 6,8 und 7,1 sind dem Leitbild sehr ähnlich ("Mönchbruch": mittlerer Ellenberg-Feuchtwert 6,9 im Jahr 2009).

Die Gesamtdeckung zeigte die höchsten Werte im obersten Bereich von 0–10 cm Abschiebetiefe mit maximal bis zu 85 % Deckung in den Jahren 2007 und 2009.

Besonders *Oenothera biennis* s.l. und *Solidago gigantea*, aber auch *Arrhenatherum elatius* und *Alnus glutinosa* erreichten hier Deckungen von bis zu 25 % pro Art. Der untere Bereich des Gradienten besaß die geringsten Deckungen. Beginnend mit 3 % Deckung auf 71–85 cm Abschiebetiefe im Jahr 2006, folgten Anstiege der Gesamtdeckung in den Jahren 2008 und 2009 auf schließlich maximal 40 %. Im mittleren Bereich fiel die Gesamtdeckung entlang des Gradienten mit Zunahme der Abschiebetiefe in den ersten drei Jahren der Untersuchung ab. Das Jahr 2009 zeigte einen großen Anstieg im mittleren Bereich von 26–40 cm Tiefe. Dort stieg die Gesamtdeckung innerhalb eines Jahres auf 68 %. Dieser Anstieg wurde überwiegend durch die drei Zielarten *Carex tomentosa*, *Cirsium tuberosum* und *Galium wirtgenii* bedingt.

Tabelle 5.4: Vegetationsaufnahmen der sieben Abtragstiefen (à 13,6 m²) mit Angabe der gewichteten Ellenberg-Feuchtezahl (mFeuchte). Gliederung der Arten nach Stetigkeit in den Abtragstiefen (siehe erste Spalte).

5.4.5. Diasporenbank (Fläche b)

Zu Beginn der Untersuchung besaß der Bodentiefe-Gradient nur Diasporen von insgesamt drei Pflanzensippen (*Conyza canadensis*, *Juncus articulatus*, *Veronica* sp.) (Tab. 5.5). Diese konnten nur auf den Abtragstiefen von 10 cm und 85 cm nachgewiesen werden.

Drei Jahre später war die Diasporenbank auf 22 Arten angewachsen, vor allem Arten der *Stellarietea mediae* und *Artemisietea*. Neben wenigen Arten der *Scheuchzerio-Caricetea*, darunter die Rote Liste-Art *Samolus valerandii*, kamen nur wenige Zielarten der Ordnung *Molinietalia* vor, so z. B. *Lythrum salicaria*. Von den applizierten Zielarten konnten nur von *Galium wirtgenii* Samen bei 25 cm Abtragstiefe nachgewiesen werden.

Der obere Bereich des Gradienten wurde von Diasporen der Ruderalarten dominiert, während in tieferen Bereichen einige Nässezeiger, wie z. B. *Juncus articulatus* oder *Lycopus europaeus*, verstärkt vorkamen.

Jahr (200x)	6	6	9	9	9	9	9
Reihe	1	6	1	2	3	4	5
Abtragstiefe (cm)	10-20	85-95	10-20	25-35	40-50	55-65	70-80
Artenzahl	3	1	14	10	13	11	7
Applizierte Zielarten							
Galium wirtgenii			115				
Spontan aufgetr. Arten							
Agrostis capillaris			288		58		
Agrostis stolonifera					58	58	
Alnus glutinosa juv.			173		58	173	
Amaranthus retroflexus			58				
Conyza canadensis	141	424	58	58	173	173	
Epilobium tetragonum s.l.			749	24	58	24	58
Festuca rubra			24				
Juncus articulatus	141		58	195	2651	58	219
Linaria vulgaris				115			
Lycopus europaeus			58	692	217	576	
Lythrum salicaria			576	749	173	24	
Oenothera biennis s. l.			2882	1556	43	115	
Panicum capillare			692	115		58	58
Plantago major agg.					576	115	980
Poa trivialis s.l.			115				
Samolus valerandi			58	865	173		
Setaria viridis						58	
Solidago gigantea					115		
Sonchus asper			922		115		58
Urtica dioica							58
Verbascum phlomoides							173
Veronica sp.	141						

Tabelle 5.5: Diasporenbank-Daten (Individuen/m²) der Jahre 2006 und 2009 (die Reihen 2, 3, 4, 5 und 7 im Jahr 2006 enthielten keine Diasporen).

5.4.6. Etablierung von Zielarten nach endozoochorer Ausbreitung (Fläche a)

Von den drei Zielarten, welche für die Endozoochorie-Untersuchung verwendet wurden, konnte über den Untersuchungszeitraum nur *Galium wirtgenii* sicher nachgewiesen werden. Diese Art keimte im Frühjahr 2006 mit 0,67 Individuen pro Plot (DROBNIK 2007), und im August desselben Jahres wurden $0,4 \pm 0,5$ (MW \pm Standardfehler) Individuen pro Plot vorgefunden. Bei den Untersuchungen 2008 bis 2009 kann leider eine sekundäre Inokulation von benachbarten Flächen mit direkter Applikation nicht ausgeschlossen werden; daher präsentieren wir diese Daten nicht. *Carex tomentosa* keimte zu keinem Zeitpunkt der Untersuchung; bei *Linum catharticum* ließ sich generell eine sekundäre Inokulation nicht ausschließen.

5.5. Diskussion

Im Folgenden sollen die in der Einleitung formulierten Fragen diskutiert werden.

a) Etablieren sich Zielarten des *Cirsio-Molinietum* nach Bodenabtrag auf Grünlandflächen im Hessischen Ried? Welche Tiefe eines Bodenabtrags erweist sich als günstig hinsichtlich einer erfolgreichen Etablierung?

Die Ergebnisse der Zielartenetablierung bei geringem Bodenabtrag auf der Fläche a ergaben einen Etablierungserfolg einzelner Zielarten. So konnte *Galium wirtgenii* nach der Keimung im ersten Jahr besonders im dritten Jahr die Abundanz stark erhöhen. Nach einer Studie von HÖLZEL & OTTE (2004) keimt diese Art im Labor sowie unter experimentellen Freilandbedingungen schon bei niedrigen Temperaturen zahlreich. *Carex tomentosa* keimte nach der Applikation der Samen zu Beginn der Untersuchung und auch in den folgenden Jahren nicht. Gründe hierfür könnten in den anspruchsvollen Keimungsbedingungen für diese Art zu finden sein. Früchte der Gattung *Carex* benötigen aufgrund ihrer hohen primären Dormanz Kältestratifikation mit tiefen Temperaturen sowie Lichtbestrahlung zur Keimung (SCHÜTZ & RAVE 1999). Weiter spielen stark ansteigende Temperaturen im Frühjahr und Feuchtigkeit eine große Rolle, um die physikalische Dormanz durch die dicke Samenschale zu überwinden und die Keimung zu gewährleisten. So keimt *Carex tomentosa* gewöhnlich mit einem geringen Prozentsatz, dies allerdings auch noch in den folgenden Jahren der Aussaat, wie eine Studie von PATZELT et al. (2001) nachwies, und bildet als Konsequenz langlebige Diasporenbanken (HÖLZEL & OTTE 2003). Die Fläche a war nach einem geringen Bodenabtrag von 10 cm nur bedingt geeignet für die Restitution von Zielarten eines *Cirsio-Molinietum*. Auch die kleinen Populationen von *Cirsium tuberosum* und *Linum catharticum* mit geringer Ausbreitungstendenz lassen nicht ganz optimale Bedingungen vermuten.

Die direkte Applikation der vier Zielarten auf dem Bodentiefe-Gradienten der Fläche b erbrachte für alle vier Arten günstige Ergebnisse hinsichtlich Keimung und Etablierung für einzelne Abtragtiefen. Bei 25 cm und 40 cm unter Geländeoberfläche zeigten alle Arten eine erfolgreiche Etablierung innerhalb des Untersuchungszeitraums. Diese Abtragtiefen ergaben auch in einer vorhergehenden Studie ähnlich gute Ergebnisse, welche auf eine deutliche Nährstoffreduzierung sowie eine Änderung des Wasserregimes mit gelegentlichen Überflutungsereignissen zurückgeführt wurden (HÖLZEL & OTTE 2003). Entlang des

Bodentiefe-Gradienten konnte sich nur *Carex tomentosa* auch in den tieferen Bereichen etablieren, allerdings war dort eine Abnahme der Vitalität zu verzeichnen.

Zurückzuführen ist die Abnahme der Abundanz und der Vitalität aller Zielarten entlang des Gradienten höchstwahrscheinlich auf das jeweilig vorherrschende Wasserregime. Dies erklärt auch die alleinige Etablierung von *Carex tomentosa* im tieferen Bereich des Gradienten, da diese Art eine höhere Toleranz gegenüber hohen Grundwasserständen bzw. Überstauungsdauer besitzt. Sie hat auch mit 7 die höchste Ellenberg-Feuchtezahl der vier Zielarten.

Die negativen Auswirkungen einer zu langen Überstauung auf die Etablierung eines *Cirsio-Molinietum* zeigte eine Studie von JANSEN & ROELOFS (1996), welche als Ursache anaerobe Bedingungen mit nachfolgender Verringerung des Nitrats als Stickstoffquelle angaben. Die Verlängerung der Wasserüberstauung als Folge des Bodenabtrags bewirkte auch in Untersuchungen von BAKKER et al. (2006) Rückgänge der Überlebensrate von Arten der Feuchtvegetation. Die in dieser Pilotstudie erhobenen Abundanz- bzw. Vitalitätsdaten zeugen von einer optimalen Abtragtiefe von 25 cm bis 40 cm hinsichtlich einer längerfristigen erfolgreichen Etablierung.

Betrachtet man die Entwicklung der Vegetation auf dem gesamten Gradienten, so zeigten sich Korrelationen mit den Abundanz- bzw. Vitalitätsuntersuchungen der Einzelarten. Es ließ sich die Ausbildung Röhricht-artiger Bestände im unteren Bereich des Gradienten ab 70 cm Tiefe beobachten. Während sich dieser Bereich als ungeeignet für die meisten Zielarten erwies, sind die höher gelegenen Bereiche für die Zielarten bzw. die Zielgesellschaft geeignet. Insbesondere zwischen einer Abtragtiefe von 11 cm bis 40 cm war die Besiedlung der Fläche durch die Zielarten erfolgreich. Als Hauptgrund hierfür ist das hier vorherrschende Wasserregime zu nennen, welches mit hochanstehendem Grundwasser im Frühjahr und Herbst, winterlichen Überstauungsereignissen und sommerlichen Trockenperioden die Bedingungen einer Zielgesellschaft wechselfeuchter Standorte erfüllt (s. auch GROOTJANS et al. 2006). Dies wird auch durch den Vergleich der Ellenberg-Feuchtezahlen ersichtlich, welche im Jahr 2009 für das Leitbild „Mönchbruch“ und der Abtragtiefe von 25 cm identisch waren, während in 40 cm Tiefe die Feuchtezahl nur unwesentlich höher war. Insgesamt zeigten beide Abtragstiefen über den Untersuchungszeitraum Feuchtezahlen, welche der des Leitbildes aus dem Jahre 2009 sehr ähnlich sind und indizieren gute Bedingungen hinsichtlich des Wasserregimes für die Zielgesellschaft.

In Verbindung mit den geringen Nährstoffgehalten und der leeren Diasporenbank wird eine Verringerung des Konkurrenzdrucks erreicht, was für eine Etablierung von Zielarten des nährstoffarmen Feuchtgrünlandes nötig ist (RAMSEIER 2000). Die nur geringen Deckungswerte von *Linum catharticum* im Gegensatz zu den übrigen Zielarten erscheinen charakteristisch für diese einjährige Linaceae, welche als SR-Strategie (nach GRIME 1979) nur maximale Wuchshöhen von bis zu 30 cm erreicht (KLEYER et al. 2008) und auch in der Leitbildfläche im NSG „Mönchbruch“ nur eine geringe Deckung aufweist. Der obere Bereich von 0–10 cm Abtragtiefe wird seit dem Jahr 2008 langsam von drei Zielarten besiedelt. Dies spräche für eine mögliche Eignung dieser geringen Abtragtiefe, allerdings ergaben Studien über Grünlandrestitution, dass eine Abtragtiefe bis 10 cm nur unzureichend bezüglich der notwendigen Nährstoffreduktion sein könnte (TALLOWIN & Smith 2001). Das Auftreten von produktiven Ruderalarten wie *Solidago gigantea* etc., welche hohe Deckungen im oberen Bereich des Gradienten erreichen, bestätigt die Daten der Nährstoffuntersuchung, dass diese

Abtragtiefe nur unzureichend Nährstoffgehalte und Diasporenbank reduzierte. Somit bleibt zu beobachten, ob die Zielarten bei regelmäßiger Bewirtschaftung auch langfristig erhalten bleiben oder ob diese durch konkurrenzstärkere Arten wieder verdrängt werden. Neben den ausgebrachten Zielarten ist eine Ausbreitung und Etablierung von *Juncus subnodulosus* und *Samolus valerandii* zu erkennen. Diese erfolgte besonders im unteren Bereich des Gradienten und lässt die Bindung beider Rote Liste-Arten an feuchte bis nasse Standorte erkennen. Beides sind Arten, die langjährige Diasporen-Banken aufbauen (THOMPSON et al. 1997). In einer benachbarten Senke konnte DROBNIK (2007) das reichliche Vorkommen von *Samolus valerandii* in der Samenbank nachweisen.

b) Zeigt sich der Aufbau einer Zielarten-Diasporenbank?

Die Diasporenbank des Bodentiefe-Gradienten des Jahres 2009 unterscheidet sich deutlich von den Ergebnissen der ersten Untersuchung aus dem Jahr 2006 (DROBNIK 2007). Es wurde ein deutlicher Anstieg der Abundanz sowie Diversität an enthaltenen Samen festgestellt. Es befinden sich viele Arten mit ruderaler Strategie in der Diasporenbank (Tab. 5). Weiter sind wenige Arten des umliegenden Grünlands zu finden (*Agrostis*-Arten, *Festuca rubra* agg. sowie *Poa trivialis*). Die gefundene Zielart *Galium wirtgenii* ist das erste Anzeichen einer sich aufbauenden Diasporenbank der applizierten Arten. Das Vorhandensein einer Zielarten-Diasporenbank erscheint langfristig für die Persistenz der Arten notwendig, um auf schwankende Umweltbedingungen zu reagieren.

c) Etablieren sich Zielarten nach endozoochorer Ausbreitung durch Schafe?

Zumindest für *Galium wirtgenii* können Schafe als Vektoren dienen und eine Austauschdynamik von Diasporen gewährleisten. Ergebnisse zur erfolgreichen endozoochoren Ausbreitung aus den im Projektgebiet befindlichen Sandtrockenrasen (EICHBERG et al. 2007) belegen die Bedeutung dieser Diasporendynamik durch Weidetiere. Die Beweidung wird zwar im Bereich des zu restituierenden *Cirso-Molinietum* nur eine untergeordnete Rolle spielen, dennoch könnte auch kurzzeitiges Beweidungsmanagement eine Bedeutung für die Ausbreitung von Diasporen besitzen.

6. Restitution im Hessischen Ried: Inokulation mit Mahdgut bzw. Rechgut des Knollenkratzdistel-Pfeifengrassrasens (*Cirsio tuberosi*-*Molinietum arundinaceae*)

6.1. Einführung

Der Schutz von artenreichem Feuchtgrünland ist aufgrund von dessen Gefährdung in den letzten Jahren im Fokus vieler wissenschaftlicher Studien bzw. Restitutionsprojekte. Unter anderem wurden abiotische Faktoren untersucht, da eine Restitution oft an den hohen Nährstoffgehalten und den nach Drainagen gestörten Bodenfeuchte-Bedingungen scheitert (z. B. TALLOWIN & SMITH 2001). Zur abiotischen Verbesserung wurden z. B. Bodenabtrag und Wiedervernässung als Maßnahmen untersucht (KLIMKOWSKA et al. 2007). Ein weiteres Hauptproblem der Restitution von artenreichem Feuchtgrünland ist eine vorherrschende Samenlimitation von Zielarten auf den Restitutionsflächen. Der Schwund an Beständen von Zielgesellschaften und eine hohe Fragmentierung der Flächen als Folge der intensiven Landbewirtschaftung können hier als Gründe für die Gefährdung angegeben werden, oftmals verknüpft mit Ausbreitungs- und Etablierungslimitierung von Zielarten (BISCHOFF 2002, ÖSTER et al. 2009). Auch eine Vernetzung der Flächen z. B. durch Zoochorie-Vektoren wie z. B. eine Wanderschafherde ist meist nicht gegeben. Die Einbringung von Diasporen bzw. Pflanzen soll eine Samenlimitation bei Restitutionen ausgleichen; verschiedene Methoden wurden daher experimentell untersucht (HEDBERG & KOTOWSKI 2010; KIEHL et al. 2010).

Der Transfer diasporenhaltigen Materials in Form von frischem Heu stellt eine Methode dar, welche im Bereich der Restitution von oligotraphentem Feuchtgrünland Bestandteil vieler Studien war (u. a. PATZELT et al. 2001, HÖLZEL & OTTE 2003, POSCHLOD & BIEWER 2005, RASRAN et al. 2007). Weitere großflächige Anwendung fand diese Methode in Untersuchungen zur Restitution von mesotraphenten Stromtalwiesen (*Cnidion*) (s. DONATH et al. 2007). Als effiziente Methode erwies sich der Mahdgut-Transfer auch bei der Restitution von artenreichen Kalk-Trockenrasen (*Adonido-Brachypodietum*) in Studien von KIEHL & PFADENHAUER (2007).

Neben dem Transfer von Mahdgut gibt es weitere Verfahren zur Applikation von Diasporen. Die Übertragung von Soden oder von Oberboden, welche nicht nur Diasporen enthalten, sondern meist auch die zur Zielgesellschaft passende Mykorrhiza, können erfolgreiche Maßnahmen darstellen (VÉCRIN & MULLER 2003; KLIMEŠ et al. 2010). Von TRUEMAN et al. (2007) wurde mit diesen Maßnahmen bis zu 100 % Übertragungserfolg von Arten des mesotraphenten Grünlandes erzielt. Im Bereich der Feuchtheide-Restitution kam die Translokation von Soden ebenfalls zur Anwendung (BOX et al. 2011). Neben den Vorteilen dieser Inokulationsmethode gilt es, eine zu starke Störung bzw. Zerstörung der Spenderfläche zu vermeiden und die Anwendung möglicherweise nur kleinflächig oder bei bevorstehender Vernichtung des Bestandes zu befürworten.

Die Ansaat von Samenmischungen sowie das Anpflanzen von Zielartenindividuen, welche zuvor in Töpfen gezogen wurden, stellen weitere Methoden dar (WALKER et al. 2004). Der Erfolg der dort beschriebenen Maßnahmen war allerdings gering. Im Fall der Anpflanzungsmethode wird eine großflächige Eignung bezweifelt (HOPKINS et al. 1999), allerdings könnte diese Methode eine Möglichkeit darstellen, unter speziellen Umständen, z. B. Mangel an zur Verfügung stehenden Samen, kleinflächig Zielarten einzubringen.

Ein Transfer von Diasporen via Rechgut, wie er in den Untersuchungen über die Restitution von Sandrasen von STROH et al. (2007) und EICHBERG et al. (2010) eingesetzt wurde, erscheint als praktikable Methode, um größere Flächen zu inokulieren. Hierbei bestand das Inokulationsmaterial aus Kryptogamen, Streu sowie Bodenpartikeln und wurde sowohl maschinell als auch per Hand gewonnen. Im Vergleich zum Mahdgut wurden bei diesem Ansatz nur geringe Mengen an Inokulationsmaterial eingesetzt.

Die Methode des Diasporentransfers sollte bei allen Ansätzen die Besonderheiten der Zielarten hinsichtlich Keimung, Etablierung etc. berücksichtigen. Daher können neben dem oft angewendeten Mahdguttransfer oder der Ansaat von Samenmischungen auch angepasste Methoden zur Anwendung kommen wie bei einer Hochmoor-Restitution mit per Hand gesammeltem Diasporen-Material in einer Studie von COBBAERT et al. (2004).

Ein wichtiger Aspekt neben dem Gehalt an Diasporen sind die Eigenschaften des Inokulationsmaterials bezüglich Keimung und Etablierung der Zielarten. Die benötigten "safe sites" der verschiedenen Zielarten für Keimung und nachfolgende Entwicklung unter optimalen abiotischen und biotischen Bedingungen sollten mit der Inokulation geschaffen werden (KOTOROVÁ & LEPŠ 1999; ISSELSTEIN et al. 2002). Unterschiede der Dormanz von Zielarten (HÖLZEL & OTTE 2004), welche durch unterschiedliche abiotische Bedürfnisse hervorgerufen werden, sollten bei der Inokulationsmaßnahme berücksichtigt werden. Abiotische Parameter werden beim Auftrag von Inokulationsmaterialien wie Mahdgut oder Rechgut verändert und beeinflussen die Keimung bzw. Etablierung der enthaltenen Diasporen. Die Applikation von Streu beeinflusst die Entwicklung der Pflanzenarten (XIONG et al. 2003), das hydrologische Regime des Bodens, das umgebende Temperaturregime, sowie die Strahlungsintensität bei Keimung und Etablierung (ECKSTEIN & DONATH 2005; DONATH & ECKSTEIN 2008) und kann sich je nach Ausmaß der Applikation positiv oder auch negativ auswirken. Oftmals sind Sameneigenschaften wie z. B. Größe hinsichtlich möglicher Effekte der Streuschicht entscheidend (HÖLZEL 2005; DONATH et al. 2006). Auch die Moosschicht beeinflusst die Entwicklung von Zielarten; so beschreibt eine Studie von ŠPAČKOVÁ et al. (1998) die positiven Auswirkungen der Entfernung der Moosschicht bei Etablierung von *Selinum carvifolia*. Ähnliche Ergebnisse fanden JESCHKE & KIEHL (2008) bei der Keimung von Trockenrasenarten, allerdings wiesen die Autoren auf eine erhöhte Mortalität bei starken Frostereignissen hin.

Auf die Inokulation folgende Maßnahmen sowie das geeignete Management der Grünlandflächen sind essentiell für eine erfolgreiche Restitution.

Die folgende Studie befasst sich mit der Inokulation einer Restitutionsfläche im Bereich des Hessischen Rieds nach erfolgtem Oberbodenabtrag. Untersucht werden zwei Inokulationsmaterialien hinsichtlich der Übertragung von Zielarten bzw. der Etablierung der Pflanzengesellschaft des *Cirsio-Molinietum*. Die Untersuchungsfläche liegt auf der Restitutionsfläche „Blechlose“ im Hessischen Ried, auf der auch das Experiment mit einem Abschiebetiefen-Gradient durchgeführt wurde (Kapitel 5). In letzterer Pilotstudie wurde die Keimung und Etablierung von einzeln eingebrachten ausgewählten Arten des Leitbildes (*Cirsio tuberosi-Molinietum*) in verschiedenen Bodenabtragstiefen untersucht.

Die experimentelle Inokulation mit frischem Mahdgut bzw. Rechgut in dieser Studie soll die folgenden Fragestellungen klären:

- a) **Ist eine Übertragung von Zielarten des *Cirsio-Molinietum* nach erfolgtem Oberbodenabtrag mittels Inokulation auf Gemeinschaftsebene möglich, und kann eine nachfolgende Etablierung beobachtet werden?**

-
- b) Wie unterscheiden sich beide Materialien hinsichtlich Diasporendiversität und Diasporenabundanz? Welche Unterschiede zeigen sich bei der Etablierung/Kolonisation der Zielgesellschaft und weiteren floristischen Parametern?

6.2. Material und Methoden

6.2.1. Untersuchungsgebiete

Die Untersuchungen wurden auf der Ried-Fläche „Blechlose“ (Kapitel 2) westlich von Darmstadt durchgeführt. Die artenarme Vegetation wird von Süßgräsern, besonders von *Arrhenatherum elatius*, dominiert und seit dem Jahr 2004 einschürig gemäht sowie von Schafen beweidet. Die mittlere Ellenberg-Feuchtezahl (ELLENBERG et al. 2001) betrug im Jahr 2009 5,2 (Mittelwert aus drei Aufnahmen à 25 m²).

Die Leitbildfläche eines *Cirsio tuberosi*-Molinietum *arundinaceae* befindet sich im NSG „Mönchbruch“ bei Mörfelden (Kapitel 2). Die dortigen Feuchtwiesen, welche extensiv gemäht werden, wurden von GOEBEL (1995) dokumentiert. Die mittlere Ellenberg-Feuchtezahl betrug im Jahr 2009: 6,9 (Mittelwert aus drei Aufnahmen à 25 m²).

6.2.2. Untersuchungsdesign

Die Inokulation mit Mahdgut bzw. Rechgut wurde auf einer Oberbodenabtragsfläche mit einer Gesamtfläche von 1440 m² untersucht. Der humusreiche Oberboden wurde im Herbst 2008 um ca. 20 bis 30 cm bis zu einer hellen Lehmschicht abgetragen und entfernt. Unmittelbar nachfolgend wurden die Proben zur Untersuchung der Bodenparameter und der Samenbank entnommen. Am 17.11.2008 erfolgte die Inokulation mit Mahdgut bzw. Rechgut auf zwei ca. 100 m² großen Streifen; als Kontrolle diente ein unbehandelter Streifen gleicher Größe (Abb. 6.1a (Rechgut), b (Mahdgut)). In jedem Streifen wurden zwölf Untersuchungsplots mit einer Größe von 4 m² und einem Abstand von 1 m zueinander angelegt, auf denen die Vegetationsentwicklung durch Vegetationsaufnahmen nachverfolgt wurde. Die Anordnung der Streifen mit Abständen von 7 m zueinander sollte eine mögliche sekundäre Inokulation durch die Verdriftung des Inokulationsmaterials in Windrichtung verhindern. Der vorherrschende Westwind bedingte die Platzierung der Kontrollplots im Westen. Die gesamte Untersuchungsfläche wurde nach der Inokulation umzäunt, um jegliche Störung durch Weide- bzw. Wildtiere zu vermeiden. Um den Zaun existierte eine Pufferzone mit einem Abstand von 5 m vom Zaun zum umgebenen Grünland, um eine Beeinflussung durch die existierende Vegetation zu vermeiden. Im Herbst 2010 wurde eine Pflegemahd nach Abschluss der Untersuchungen durchgeführt.

6.2.3. Bodenuntersuchungen

Untersucht wurden Gehalte an Gesamtstickstoff, Phosphat und Kalk sowie der pH-Wert des Bodens der Oberbodenabtragsfläche und des Leitbildes „Mönchbruch“.

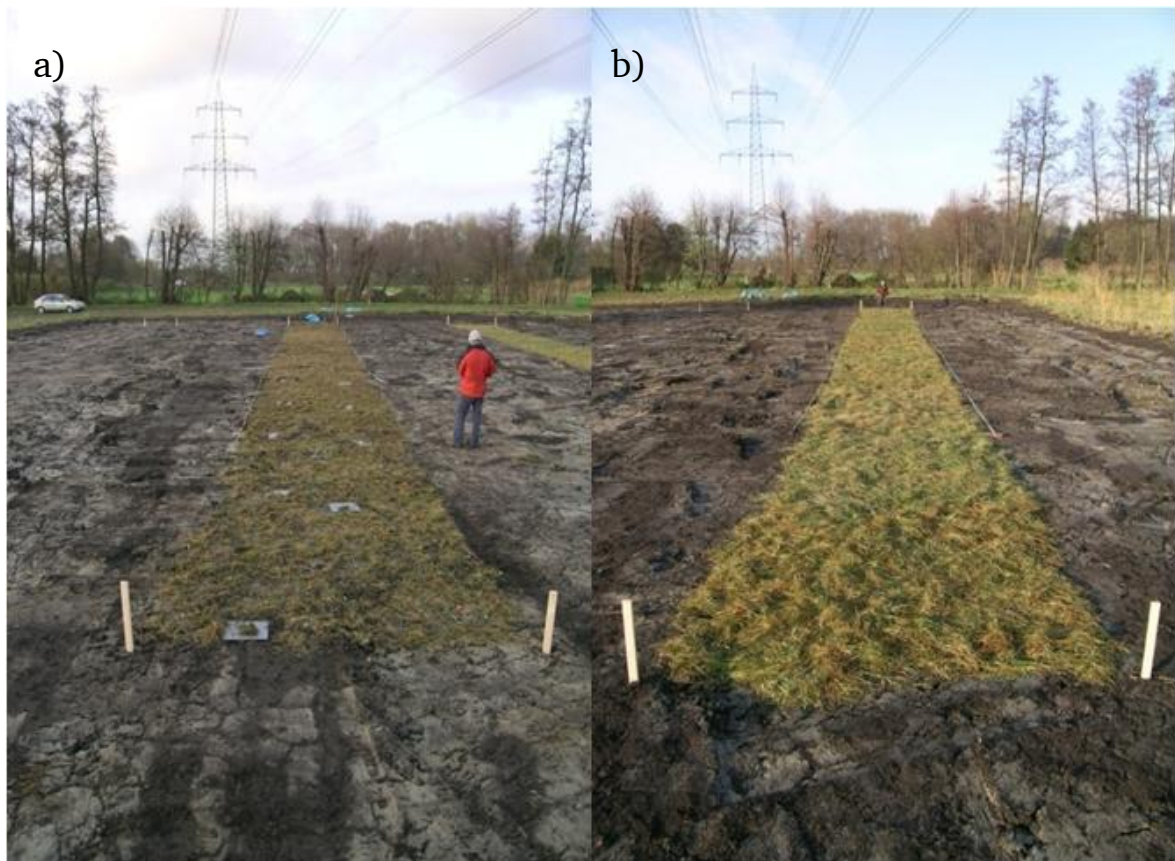


Abb. 6.1: Inokulationsstreifen mit a) Rechgut sowie b) Mahdgut auf der Oberboden-abtragsfläche im Gebiet „Blechlose“ (Gemarkung Griesheim) im Herbst 2008.

6.2.3.1 Entnahme und Aufbereitung der Bodenproben

Im November 2008 wurden Bodenproben der Abtragsfläche und des Leitbildes „Mönchbruch“ untersucht. Die Proben des Oberbodens (0-10 cm) wurden mit dem Eijkelpkamp-Folienprobennehmer (Durchmesser 4,7 cm) entnommen. Auf der Abtragsfläche wurden pro Untersuchungsstreifen drei Mischproben (jeweils aus zwei gegenüberliegenden Einzelproben) analysiert. Im Leitbild wurden jeweils zwei Einzelproben an den Rändern von drei 25 m²-Flächen, welche als Spenderflächen des Inokulationsmaterials dienten, entnommen und wiederum insgesamt drei Mischproben hergestellt. Die Mischproben wurden bei 30 °C in einem Umlufttrockenschrank (Fa. Memmert) getrocknet. Aufgrund des teilweise hohen Tongehaltes wurden die trockenen, fest zusammenhaltenden Bodenproben mit einem Kunststoffhammer zerkleinert, danach mit einem Sieb der Maschenweite 2 mm gesiebt und schließlich mit dem Probenteiler (Typ PT 100/ DR 100, Fa. Retsch) in Subproben für nachfolgende Analysen aufgeteilt.

6.2.3.2 Bodenanalysen

Die Bestimmung des Gesamtstickstoff-Gehalts (N_{ges}) des Bodens erfolgte am Elementaranalyzer (Carlo Erba EA1108). Zur Vorbereitung wurden Subproben 24 Stunden bei 70 °C getrocknet und danach in einer Schwingmühle (MM-2, Fa. Retsch) fein gemahlen. Zur Bestimmung der Eichgeraden wurde Acetanilid und als Referenz Standardboden A und B (Fa. Hekatech) verwendet. Wir erzielten 102 ± 5 % des Sollwertes für Standardboden A bzw. 95 ± 1 % für Standardboden B.

Zur Messung des Phosphat-P-Gehaltes wurden gemäß VDLUFA (1991) Calcium-Acetat-Lactat (CAL)-Extrakte hergestellt. Die Extrakte wurden im Autoanalyser (beruhend auf der photometrischen Messung des Molybdän-Blau-Komplexes, Fa. Skalar) analysiert.

Die Messung der pH-Werte erfolgte durch Suspension der Bodenproben in 0,01 mol/l Calciumchlorid-Lösung (VDLUFA 1991). Mit einer Glaselektrode wurde der pH-Wert anschließend elektrochemisch ermittelt.

Die Kalkgehaltbestimmung beruht auf der Messung der Pufferkapazität (ASHWORTH 1997). Die verwendeten Subproben wurden zuvor bei 70 °C getrocknet und fein gemahlen.

6.2.4. Inokulation

Das Material zur experimentellen Inokulation wurde am 15.-16.11.2008 auf der Leitbildfläche „Mönchbruch“ gewonnen. Die Inokulation fand nach Transport des Materials zur Restitutionsfläche am 17.11.2008 statt. Das Flächenverhältnis von Spenderfläche zu Empfängerfläche betrug 1,5:1.

Das Mahdgut zur Inokulation wurde auf sechs 25 m²-Flächen mit einer Gesamtfläche von 150 m² gewonnen. Die Vegetation wurde mit einem Handmähergerät des Typs Komatsu Zenoah SGCZ 2600 bis auf Stoppelhöhe gemäht, mit einem Laubrechen entfernt und nachfolgend in Plastikbeuteln abtransportiert. Die Inokulation auf dem 3 m x 36 m großen Streifen der Untersuchungsfläche erfolgte per Hand mit einem Laubrechen. Das insgesamt 53 kg schwere frische Material wurde gleichmäßig verteilt und ergab eine Schichtdicke von 5 bis 10 cm mit durchschnittlich 221 g/m² Trockenmasse.

Das zur Inokulation verwendete Rechgut wurde nach Entfernung des Mahdguts auf den identischen 25 m²-Flächen des Leitbildes gewonnen. Eine Gartenharke wurde per Hand über die stoppelhohe Vegetation gezogen und das erhaltene Material, bestehend aus Moos, Streu und geringfügigen Oberbodenanteilen, wurde nachfolgend in gleicher Weise behandelt wie das Mahdgut. Die Inokulation des Streifens der Untersuchungsfläche ergab eine Schichtdicke bis zu 5 cm des heterogenen Materials und durchschnittlich 145 g/m² Trockenmasse.

6.2.5. Diasporengehalt

6.2.5.1 Inokulationsmaterial

Zur Ermittlung des Potenzials des Inokulationsmaterials wurden Proben des inokulierten Mahdguts bzw. Rechguts genommen und hinsichtlich ihres Diasporengehaltes untersucht. Die Probenentnahme erfolgte durch PVC-Platten (Fläche 0,1 m²; 33 cm x 33 cm), welche unmittelbar vor der Inokulation innerhalb des jeweiligen Streifens in der Nähe der Untersuchungsplots ausgelegt wurden (Abb. 6.1a). Jeweils zwei Platten wurden mit 20 cm Abstand an die nördliche bzw. südliche Seite der Plots platziert und direkt nach der erfolgten Inokulation mit dem Inokulationsmaterial entfernt. Die so gewonnen Proben wurden anschließend mit phosphatarmer Pikiererde vermischt und in Plastikschaalen (Maße: 14,5 cm x 22,5 cm) unter Semi-Freilandbedingungen im Botanischen Garten der TU Darmstadt exponiert. Die Proben waren durch ein transparentes Dach vor Regen geschützt, und ein möglicher Diasporeneintrag war durch lichtdurchlässige Gaze verwehrt. Der Diasporengehalt wurde anhand der Keimlings-Auflauf-Methode (ROBERTS 1981) über den Zeitraum Winter 2008 bis Sommer 2010 bestimmt. Die Proben wurden dabei kontinuierlich feucht gehalten

und in größeren zeitlichen Abständen gewendet, um tiefer liegenden Samen die Keimung zu ermöglichen.

6.2.5.2 Oberboden

Um den Diasporengehalt des Oberbodens der Abtragsfläche zu untersuchen, konnten Oberbodenproben (0-5 cm) direkt nach dem Abtragen des Oberbodens entnommen werden. Die Entnahmen von vier Einzelproben erfolgten jeweils an den Außenseiten der Einzelplots der jeweiligen Untersuchungstreifen mit einem Abstand von 50 cm zur inokulierten Fläche oder im Falle des Kontrollstreifens zu den Plots. Die Proben wurden systematisch-randomisiert ausgewählt, indem jeweils auf beiden Seiten ein 1 m² großes Gitter mit 10 cm x 10 cm großen Einzelflächen auf den Boden aufgelegt wurde und vier Einzelflächen zufällig beprobt wurden. Insgesamt erfolgte eine Vereinigung von acht Einzelproben pro Plot zu einer Mischprobe und somit zwölf Mischproben pro Untersuchungstreifen. Die untersuchte Fläche pro Plot betrug 0,014 m² bzw. pro Streifen 0,17 m². Nach der Probenahme wurden jeweils eine Mischprobe mit 800 ml autoklaviertem Sand in zwei Plastikschalen (Maße: 14,5 cm x 22,5 cm) vermischt. Zur Bestimmung der enthaltenen Diasporen wurden die Diasporenbankproben unter gleichen Bedingungen und mit der gleichen Methode wie die Proben des Inokulationsmaterials in Kapitel 11.2.5.1. untersucht.

6.2.6. Vegetationsaufnahmen

Zur Dokumentation der Vegetationsentwicklung erfolgten jährliche Vegetationsaufnahmen auf den Untersuchungsplots aller Streifen. Als Referenz wurden zusätzlich Vegetationsaufnahmen im Leitbild „Mönchbruch“ sowie in der umgebenden Vegetation der Fläche „Blechlose“ angefertigt. Die Untersuchungen fanden im Jahr 2009 in den Monaten August und September statt sowie im Juli des Jahres 2010. Abschließend wurde im Oktober 2010 eine Herbstaufnahme durchgeführt. Die Aufnahmen wurden nach der erweiterten Braun-Blanquet-Skala nach BARKMAN et al. (1964) sowie einer absoluten Prozentschätzung erstellt. Die Nomenklatur der Phanerogamen folgt WISSKIRCHEN & HAEUPLER (1998). Die Höhenangabe der Feldschicht in den Vegetationsaufnahmen als 90 %-Perzentil entspricht der Höhe der Vegetation, unterhalb welcher sich 90 % der vorhandenen Phytomasse befinden.

Aus den erhobenen Daten der Vegetationsaufnahmen wurde zusätzlich der Zielartenindex („target species ratio“, TSR) erstellt. Dieser gibt das Verhältnis der Zielartenzahl in Relation zu der Gesamtartenzahl an und dient als Qualitätsmaß hinsichtlich des Erreichens der angestrebten Zielgesellschaft. Errechnet wurde neben dem qualitativen Zielartenindex auch der quantitative Index, welcher die Deckung der Arten berücksichtigt. Als Zielarten wurden Pflanzenarten der Ordnung Molinetalia und der Klasse Scheuchzerio-Caricetea definiert.

6.2.7. Datenanalyse

Die Daten wurden mit Microsoft Office Excel 2007 bearbeitet und graphisch dargestellt. Die Berechnung der quantitativen mittleren Ellenberg-Zeigerwerte geschah mit dem Programm Ellex 2005 (Version 4.8).

Die statistische Analyse der Vegetationsdaten (Gesamt-, Ziel- und Rote Liste-Artenzahl, Gesamtdeckung sowie Deckung von Graminoiden, Kräutern, Offenboden und Moosen) unter

dem Einfluss der unabhängigen Variablen „Zeit“ und „Behandlung“ erfolgte durch gemischte lineare Modelle mit SAS 9.2 (Proc Glimmix), welche sehr geeignet für Zeitreihen sind (LITTELL et al. 1998, 2006). Die Daten wurden für die statistische Analyse wurzeltransformiert und nachfolgend wurde für jeden Datensatz die geeignete Kovarianzstruktur, nach korrigiertem Akaike-Kriterium (AICC), ermittelt (FERNÁNDEZ 2007). Bei gleichen AICC-Werten wurde die einfachere Kovarianzstruktur gewählt, während Kovarianzstrukturen mit einer negativen Hesse-Matrix keine Anwendung fanden. Abschließend wurden Tukey post hoc-Tests durchgeführt. Die Analyse der Bodenparameter wurde ebenfalls mit SAS 9.2 durchgeführt. Unterschiede zwischen den jeweiligen Ergebnissen mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von $p < 0,05$ werden nachfolgend als signifikant angegeben.

Die Ordination der Vegetationsdaten wurde mit dem Programm PC-ORD 5.31 durchgeführt. Zur Anwendung kam die Ordinationsmethode NMDS (Nichtmetrische Multidimensionale Skalierung) auf der Basis der Sørensen-Abstände. Die finale Ordination wurde für drei Achsen berechnet und 9999 Iterationen wurden durchgeführt. Die Stabilität wurde mit 50 Iterationen durchgeführt. Als Vergleich wurde eine detrended correspondence analysis (DCA) sowie eine Polare Ordination durchgeführt (nicht dargestellt), welche beide ähnliche Ergebnisse wie die NMDS ergaben.

6.3. Ergebnisse

6.3.1. Bodenverhältnisse

Die Gehalte der beiden untersuchten Nährstoffe Stickstoff (Abb. 6.2) und Phosphor (Abb. 6.3) lagen auf der Untersuchungsfläche unter denen des Leitbildes. Der Gesamtstickstoff(N)-Gehalt lag im Leitbild bei $14,8 \pm 0,3$ g/kg Trockenboden und unterschied sich hochsignifikant von den Gehalten der Untersuchungsfläche, welche Werte von maximal $2,0 \pm 0,2$ g/kg aufwiesen (jeweils Mittelwert \pm Standardfehler).

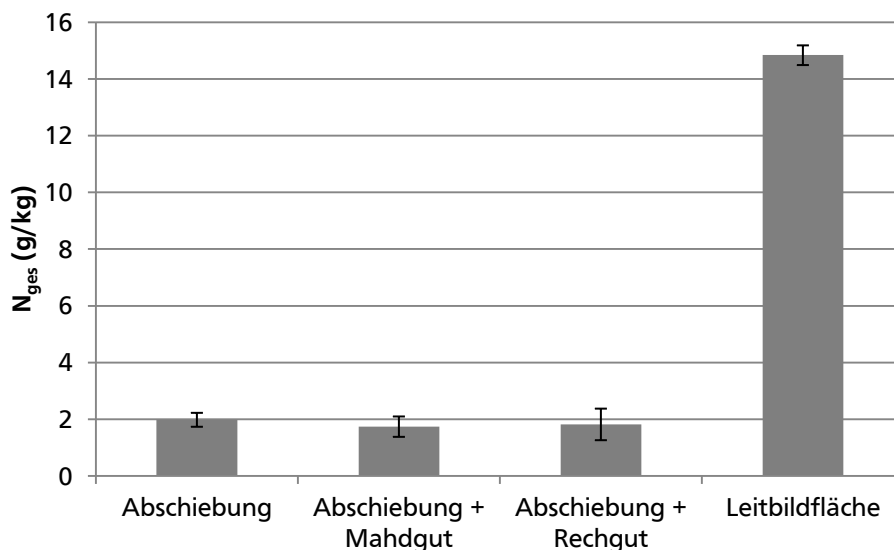


Abb. 6.2: Mittlere Gehalte an Gesamtstickstoff (N_{ges}) im Boden (Trockenboden) der Bodentiefe 0-10 cm der Abschiebung und der Inokulationsflächen mit Mahdgut bzw. Rechgut sowie der Leitbildfläche. Mittelwerte \pm Standardfehler.

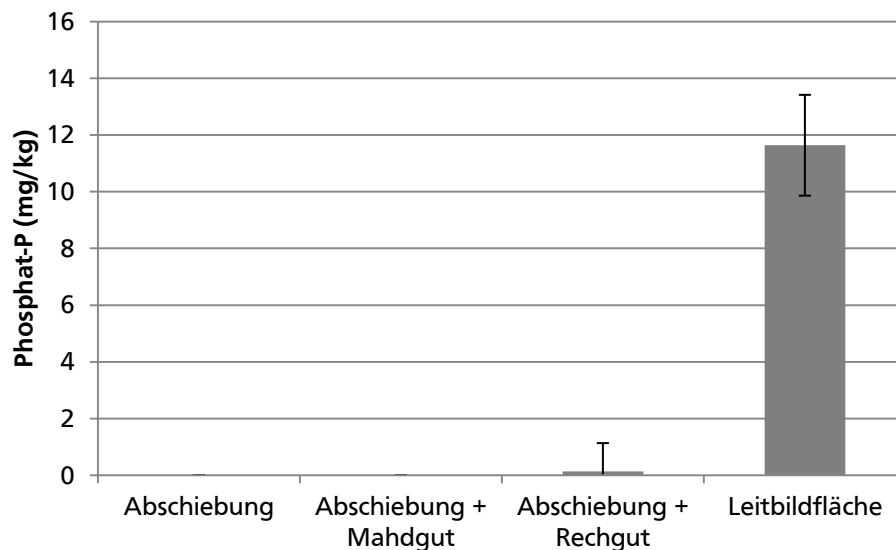


Abb. 6.3: Mittlere Gehalte an Phosphor (Phosphat-P) der Bodentiefe 0-10 cm der Abschiebung und der Inokulationsflächen mit Mahdgut bzw. Rechgut sowie der Leitbildfläche. Mittelwerte \pm Standardfehler.

Im Fall des Phosphorgehaltes in Form von Phosphat-P lagen die Werte der Untersuchungsfläche von $0,1 \pm 0,8$ mg/kg Trockenboden (sonstige Werte unter Nachweisgrenze) hochsignifikant unter dem Phosphat-P-Gehalt des Leitbildes ($10,2 \pm 1,3$ mg/kg). Der pH-Wert unterschied sich nicht signifikant zwischen der Untersuchungsfläche und dem Leitbild (Abb. 6.4). Die Werte lagen zwischen $7,1 \pm 0,1$ und $7,3 \pm 0,04$. Der Kalk-Gehalt des Oberbodens des Leitbilds von $25,9 \pm 2,9$ g/kg lag hochsignifikant bzw. mittelsignifikant über dem der Untersuchungsfläche, welche Werte von maximal $11,2 \pm 0,8$ g/kg erreichte (Abb. 6.5).

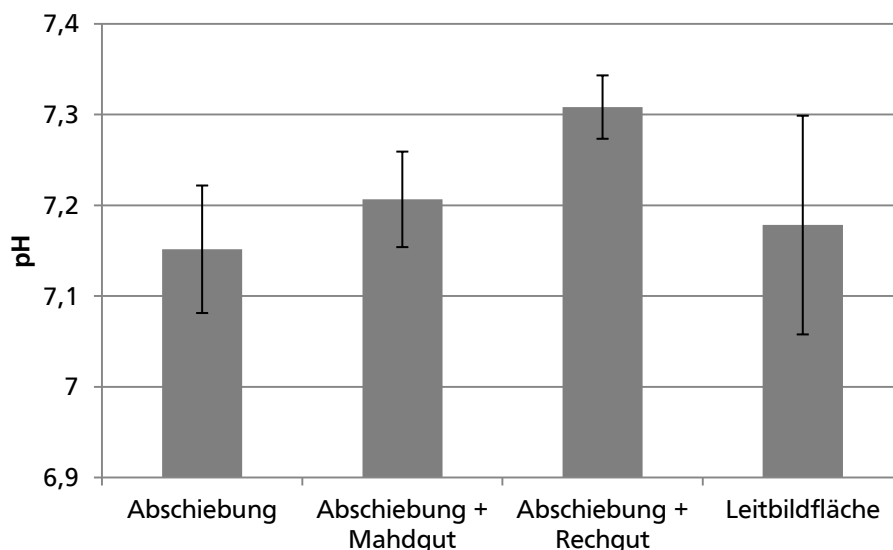


Abb. 6.4: Mittlerer pH-Wert der Bodentiefe 0-10 cm der Abschiebung und der Inokulationsflächen mit Mahdgut bzw. Rechgut sowie der Leitbildfläche. Mittelwerte \pm Standardfehler.

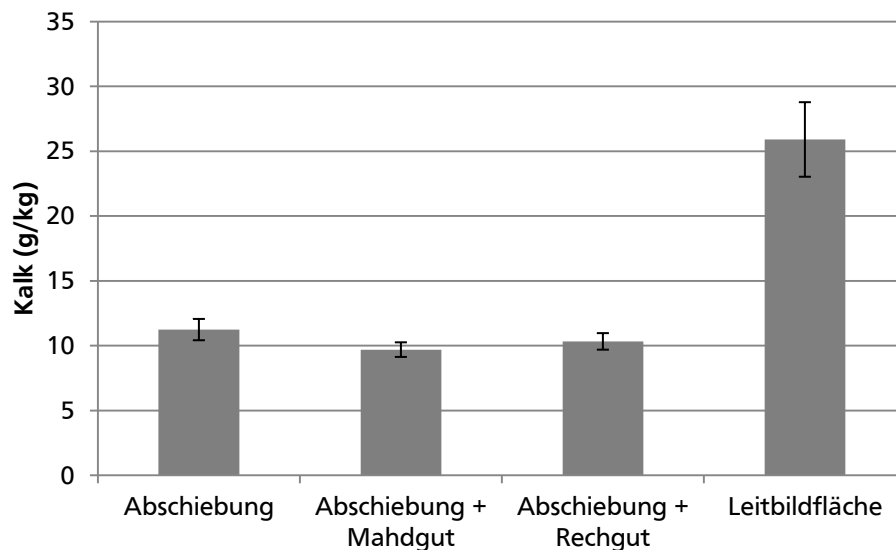


Abb. 6.5: Mittlere Gehalte an Kalk im Boden (Trockenboden) der Bodentiefe 0-10 cm der Abschiebung und der Inokulationsflächen mit Mahdgut bzw. Rechgut sowie der Leitbildfläche. Mittelwerte \pm Standardfehler.

6.3.2. Vegetation des Leitbildes (Mönchbruch) und der Fläche „Blechlose“

Die Vegetation des Cirsio-Molinietum der Leitbildfläche „Mönchbruch“ war im Jahr 2009 eine krautreiche Wiese mit vielen Rote Liste-Arten wie z. B. *Carex tomentosa*, *Cirsium tuberosum* und *Ophioglossum vulgatum*. Die untersuchten Bestände wiesen eine mittlere Feuchtezahl (Ellenberg) von $6,9 \pm 0,2$ (Mittelwert \pm Standardfehler) und eine mittlere Nährstoffzahl von $3,4 \pm 0,2$ auf. Charakterisiert wurden sie durch hohe Deckungen von *Molinia arundinacea*, wenigen *Carex*-Arten, *Festuca arundinacea* und einigen Kräutern wie z. B. *Galium wirtgenii* und *Silaum silaus*. Im Jahr 2010 waren die untersuchten Flächen des Leitbildes dem Vorjahr sehr ähnlich in Artenstruktur und Dominanzverteilung. Hervorzuheben ist das Vorhandensein der Rote Liste-Art *Gentiana pneumonanthe*, welche in Hessen vom Aussterben bedroht ist. Die mittlere Feuchtezahl betrug 2010 $6,8 \pm 0,1$ und die mittlere Nährstoffzahl $3,5 \pm 0,1$.

Die die Untersuchungsfläche umgebende Vegetation der Restitutionsfläche „Blechlose“ konnte in beiden Jahren als artenarmes Grünland mit Dominanz von Süßgräsern eingestuft werden (s. Kapitel 3). Besonders die Gräser *Arrhenatherum elatius* und *Poa trivialis* dominierten die untersuchten Bestände. Kräuter kamen nur mit geringen Deckungen vor und gehörten oftmals pflanzensoziologisch ruderalen Gesellschaften an (z. B. *Galium aparine*, *Urtica dioica*). Die mittleren Feuchtezahlen der beiden Jahren lagen mit $5,7 \pm 0,1$ bzw. $5,8 \pm 0,0$ unter, die mittleren Nährstoffzahlen beider Jahre mit $6,9 \pm 0,0$ bzw. $6,9 \pm 0,1$ über denen der Leitbildfläche.

6.3.3. Vegetationsentwicklung der Untersuchungsflächen

6.3.3.1 Potenzial, Tab. 6.1

Viele der in der Diasporenbank des Oberbodens vorkommenden Arten wurden in der Vegetation der Abtragsfläche nachgewiesen. Die Diasporenbank enthielt neben vielen Ruderalarten einige Grünlandarten wie *Cardamine pratensis*, *Poa pratensis*, *Taraxacum* sect. *Ruderalia* etc. Hohe Diasporenzahlen wiesen in der Gruppe der Graminoiden *Juncus*

articulatus und *Poa trivialis* auf, bei den Kräutern v. a. *Erigeron annuus*. Als Zielart konnte neben *Juncus articulatus* auch *Lythrum salicaria* festgestellt werden. Insgesamt konnten 26 Arten nachgewiesen werden.

Im frischen Mahdgut konnten 21 Pflanzenarten nachgewiesen werden. Von diesen konnten in der Vegetation der Mahdgutplots 18 (2009 und 2010) nachgewiesen werden; davon waren zehn allerdings auch in der Diasporenbank des Bodens enthalten. Eine besonders hohe Diasporenabundanz wurde für *Molinia arundinacea* festgestellt.

Die nachgewiesene Artenzahl im Rechgut betrug insgesamt 34. In beiden Untersuchungsjahren konnten davon 27 in der Vegetation des Rechgutstreifens nachgewiesen werden, wobei 7 gleichzeitig auch in der Diasporenbank des Bodens auftraten. Sieben Arten, z. B. die Zielart *Lychnis flos-cuculi*, konnten zwar im Inokulationsmaterial nachgewiesen werden, traten aber nicht in der Vegetation des inokulierten Streifens auf.

6.3.3.2 Vegetationsparameter

Die im Jahr 2009 erstmalig untersuchte Vegetation der inokulierten Streifen bzw. des Kontrollstreifens unterschied sich innerhalb der experimentellen Ansätze anhand verschiedener Parameter teilweise signifikant.

	Potenzial			2009								2010								
	R	M	DB	CM	R	M	K				CM	R	M	K						
GD (%)				95,0	52,1	49,6	33,4				82,5	50,3	42,7	23,3						
Krautige (%)				45,0	35,8	33,8	31,8				37,5	9,4	6,5	5,2						
Grasartige (%)				68,3	16,3	14,6	1,7				45,5	40,8	36,3	18,7						
90%-Perzentil (cm)				50,0	21,3	18,5	23,9				24,8	27,4	58,9	35,6						
Offenboden (%)				2,3	60,0	40,8	90,4				2,1	62,1	72,9	76,8						
Streu (%)				4,0	2,6	37,5	0,8				8,6	1,5	1,2	1,3						
Moose (%)				12,3	3,2	0,2	0,0				47,5	2,3	0,7	0,0						
Artenzahl	34,0	21,0	26,0	50,3	35,0	25,4	18,7				42,4	17,9	14,3	9,2						
Stichprobenzahl				3,0	12,0	12,0	12,0				10,0	12,0	12,0	12,0						
mFeuchte				6,9	6,7	7,1	6,1				6,8	7,9	8,1	8,5						
mStickstoff				3,4	5,8	5,6	6,9				3,5	3,4	3,2	2,7						
Graminoide		pro m²		D (%)	St (%)	D (%)	St (%)	D (%)	St (%)	D (%)	St (%)	D (%)	St (%)	D (%)	St (%)	D (%)	St (%)			
Molinia arundinacea	Z	7,5	135,0	24,33	100	1,04	83	7,92	100	0,01	17	9,00	40	1,25	67	10,46	100	0,05	17	
Juncus articulatus	Z	4,6	0,4	56,2	0,52	100	3,05	83	1,17	83	0,23	67	0,10	10	21,17	100	14,50	100	17,04	100
Carex flacca		0,4	0,4	4,0	5,33	100	1,17	75	0,13	33	<0,01	8	6,80	100	0,79	42	0,42	8		
Festuca rubra agg.		5,0			5,33	100	1,25	100	0,03	58	0,01	17	3,55	90	0,17	33	0,01	17		
Holcus lanatus		0,4			3,33	100	0,51	83	0,05	17	<0,01	8	2,20	100		0,00	0			
Carex panicea	Z	1,7			4,00	100	0,92	92	0,08	17			7,46	100	7,71	100	0,42	42	0,18	50
Carex acuta		0,4			8,67	100	0,05	25	0,04	8			8,30	100	0,33	50	0,08	8		
Juncus conglomeratus	Z	8,3			3,67	100	0,23	50	0,05	25			0,32	50	0,17	17				
Festuca arundinacea		0,8			10,00	100	0,15	67	0,05	25			2,61	90						
Carex tomentosa	Z				0,37	100	0,02	42					0,65	70	1,13	42	<0,01	8	0,04	8
Deschampsia cespitosa		2,1			1,50	100	0,27	67					0,61	60	0,09	25				
Anthoxanthum odoratum					0,20	100							0,18	70						
Briza media	Z				1,67	100							0,91	80						
Cynosurus cristatus		0,4			1,35	100							0,19	100						
Poa pratensis		1,7		6,0	0,18	67	0,09	25	0,01	17	0,02	33	0,16	30						
Dactylis glomerata					0,35	67			<0,01	8			0,27	80			0,00	0		
Juncus effusus	Z				0,50	67														
Arrhenatherum elatius					0,02	33			<0,01	8			0,01	20			0,00	0		
Festuca pratensis s.l.					0,02	33					0,16	33	1,02	90						
Calamagrostis epigejos					0,17	33							0,80	50						
Danthonia decumbens					0,02	33							0,01	10						
Helictotrichon pubescens					0,02	33														
Luzula multiflora					0,02	33							0,01	10						
Agrostis capillaris		0,4		16,1			0,79	92	1,05	100	0,67	92	0,72	50	0,08	17	0,09	17	0,35	75
Agrostis stolonifera		13,8	1,3	2,0			6,42	100	3,79	92	0,09	17	1,41	70	7,25	100	4,92	100	0,25	17
Phragmites australis							0,03	58	0,52	67	0,03	50			0,01	17	3,92	75	0,06	50
Juncus subnodulosus	Z						0,09	25	0,01	17					1,29	58	1,38	67	1,42	75
Alopecurus myosuroides				14,0			0,01	25	0,01	25	0,04	83					0,00	0		
Lolium perenne				8,0			0,01	25	0,02	42	0,11	75								
Poa trivialis s.l.		1,3	0,4	82,3			0,13	17	0,01	17	0,56	58	0,01	10						
Setaria viridis			0,4	4,0			<0,01	8	0,01	17	0,05	33								
Elymus repens							<0,01	8			0,01	17								
Carex spec.								<0,01	8											
Echinochloa crus-galli								0,04	8											
Poa spec.								0,01	17											
Trisetum flavescens													0,02	30						
Kräuter		pro m²		D (%)	St (%)	D (%)	St (%)	D (%)	St (%)	D (%)	St (%)	D (%)	St (%)	D (%)	St (%)	D (%)	St (%)	D (%)	St (%)	
Ranunculus repens		0,4			3,67	100	0,40	92	0,03	58	<0,01	8	0,57	70	0,27	92	0,02	33	0,04	8
Prunella vulgaris		0,8			0,20	100	1,93	100	0,79	67	<0,01	8	0,86	90	3,46	92	1,88	67	0,09	17
Lotus corniculatus agg					2,50	100	0,11	67	0,01	17	<0,01	8	1,55	70	<0,01	8				
Plantago lanceolata		0,8	2,1		2,00	100	0,92	92	1,38	92	<0,01	8	3,05	100	0,13	25	0,15	58		
Galium boreale	Z		0,4		0,68	100	0,08	92	0,36	67			0,71	50	0,20	75	0,27	50		
Galium uliginosum	Z	10,4	1,3		2,67	100	0,16	100	0,28	100			0,53	100	0,00	0	0,00	0		
Galium wirtgenii	Z		0,4		6,00	100	0,11	75	0,05	33			2,95	100	0,01	17	0,00	0		
Cardamine pratensis		0,8	1,7	2,0	0,20	100	0,18	42	0,23	67			0,01	20	0,10	50	0,68	58		
Mentha aquatica		0,8	0,4		6,33	100	0,43	67	0,68	92			0,56	40	1,25	42	0,55	42		
Centaurea jacea agg					1,35	100	0,18	50	<0,01	8			0,42	80	0,05	17				
Lathyrus pratensis					0,35	100	0,01	25	<0,01	8			0,56	90						
Linum catharticum	Z				0,05	100	0,07	67	0,01	17			0,04	70						
Lotus pedunculatus	Z				0,20	100	<0,01	8	<0,01	8			0,30	30						
Trifolium pratense					1,83	100	0,05	33	0,02	42			0,66	80						
Ranunculus acris agg					0,85	100	0,01	17					0,28	100			<0,01	8		
Selinum carvifolia	Z				0,37	100	0,05	33					0,72	70						
Silaum silaus	Z				5,33	100	0,02	42					7,11	100	0,01	17				
Achillea millefolium					1,35	100	0,05	33					0,87	90	<0,01	8				
Achillea ptarmica	Z				0,37	100	0,02	33					0,16	30	0,02	33				
Betonica officinalis	Z				0,85	100	<0,01	8					0,51	60	<0,01	8				

Cirsium tuberosum	Z			3,50	100	0,01	17					6,30	100						
Leucanthemum vulgare				0,05	100	0,05	33					0,12	40						
Colchicum autumnale	Z			1,03	100							0,66	50						
Equisetum palustre	Z			0,52	100							0,14	90						
Ophioglossum vulgatum	Z			1,02	100							0,85	90						
Taraxacum sect Ruderalia		0,4	4,0	1,33	67	0,63	100	0,76	100	0,28	92	1,02	100	0,15	67	0,02	42	0,15	83
Senecio aquaticus	Z	0,8		0,67	67	0,22	58	1,08	42			0,11	30	0,14	50	0,67	42	<0,01	8
Sanguisorba officinalis	Z			0,18	67	<0,01	8	<0,01	8			0,07	40	0,04	8	0,04	8		
Potentilla reptans				3,67	67	0,25	17					0,27	50	0,50	17				
Potentilla erecta				0,18	67							0,70	40						
Silene flos-cuculi	Z	2,9		0,03	67							0,31	50						
Vicia cracca		0,8		0,18	67							0,10	100						
Cirsium vulgare				0,02	33	<0,01	8	<0,01	8	2,55	50								
Leontodon autumnalis		3,3	0,8	0,02	33	1,38	92	0,60	83			0,12	50	0,26	67	0,19	67		
Myosotis nemorosa	Z			0,02	33	<0,01	8	<0,01	8			0,01	20	<0,01	8				
Lycopus europaeus				0,02	33	0,01	17							<0,01	8				
Allium angulosum	Z			0,02	33														
Cerastium holosteoides		0,4		0,17	33							0,03	50						
Fraxinus spec. J				0,02	33							0,02	40						
Alnus glutinosa			16,1			0,05	92	0,12	83	0,04	75			0,01	25	<0,01	8	0,01	25
Cirsium arvense			26,1			26,25	100	26,25	100	28,00	92			0,33	100	0,08	92	0,15	67
Lythrum salicaria	Z		12,0			0,55	92	0,68	92	0,60	92			1,14	92	1,39	100	4,96	100
Populus spec.						0,03	50	0,06	42	0,04	75			<0,01	8	0,00	0	0,03	50
Salix fragilis		3,3	8,3			0,07	58	0,18	58	0,02	42			0,14	58	0,10	58	0,03	58
Solidago canadensis						0,01	17	<0,01	8	0,01	17					<0,01	8	<0,01	8
Trifolium repens		0,4				0,19	58	0,01	25	<0,01	8	0,13	70	<0,01	8				
Samolus valerandi						0,01	17	<0,01	8	0,02	33			0,01	17				
Ajuga reptans						<0,01	8			0,03	67	0,12	50	<0,01	8				
Mentha arvensis		0,4				0,22	42	0,05	25			0,16	40	0,55	33	0,67	50	0,04	8
Amaranthus retroflexus			70,2																
Anagallis arvensis								0,01	17										
Apiaceae								<0,01	8										
Arctium lappa								<0,01	8	0,09	33								
Artemisia vulgaris										<0,01	8								
Bellis perennis						0,08	8	0,01	17			0,06	30						
Bidens frondosa						<0,01	8	<0,01	8	0,05	17								
Chenopodium album			2,0							<0,01	8					<0,01	8		
Chenopodium polyspermum						0,01	17												
Convolvulus arvensis		0,8				<0,01	8												
Conyza canadensis			12,1	14,0		0,19	83	0,15	75	0,32	100								
Epilobium parviflorum										<0,01	8								
Epilobium tetragonum agg		0,4	4,0			0,01	25	0,02	33	0,11	58								
Erigeron annuus			214,8							<0,01	8								
Gehölzkeimling														<0,01	8				
Gentiana pneumonanthe	Z											0,01	10						
Glechoma hederacea						<0,01	8												
Hypericum perforatum						0,01	17												
Hypochaeris radicata										<0,01	8								
Lysimachia nummularia								0,01	25					0,34	33	0,10	42		
Medicago lupulina										<0,01	8	0,37	70						
Medicago spec.										0,01	17								
Oenothera biennis s.l.										<0,01	8								
Oxalis stricta		0,4	0,4	2,0						<0,01	8								
Persicaria maculosa				2,0				0,04	8	0,01	25								
Plantago intermedia		0,4						0,04	8	0,05	25					0,04	8	<0,01	8
Polygonum aviculare agg			0,4							<0,01	8								
Prunus spec.								<0,01	8										
Pulicaria dysenterica												2,01	20						
Ranunculus flammula	Z															<0,01	8		
Rubus spec.						0,00	0							<0,01	8				
Rumex acetosa												0,01	10						
Salix cinerea						0,02	33			0,01	25			0,01	17	0,01	25	<0,01	8
Salix spec.		2,9		2,0															
Serratula tinctoria	Z											0,05	10						
Sonchus asper			0,4	6,0		0,52	100	0,32	92	0,24	92								
Sonchus oleraceus				2,0															
Spegularia rubra			0,4																
Tanacetum vulgare						0,01	25	<0,01	8										
Thalictrum aquilegifolium																		0,01	25
Trifolium spec.										<0,01	8								
Tripleurospermum perforatum		0,4																	

Tussilago farfara			0,09	25	0,01	17	0,09	25				
Typha spec.									0,01	17		
Urtica dioica		14,0			0,01	17	<0,01	8				
Valeriana pratensis	Z								0,01	10		
Verbascum phlomoides		4,0		0,01	17	0,01	17	0,01	25			
Verbena officinalis							<0,01	8				
Veronica serpyllifolia							<0,01	8				

Tab. 6.1: Diasporenbank (DB), Potenzial und Artendeckung (D) sowie Stetigkeit (St) des Leitbildes (CM) und des Kontroll- (K), Mahdgut- (M) sowie Rechgutstreifens (R). GD (Gesamtdeckung), Z (Zielart).

6.3.3.2.1 Gesamtartenzahl, Zielartenzahl und Rote Liste-Artenzahl

Gesamtartenzahl, Zielartenzahl sowie die Anzahl der Rote Liste-Arten aller experimentellen Ansätze war im Jahr 2009 auf dem Kontrollstreifen am geringsten (Abb. 6.6). Im Vergleich mit der umgebenden Vegetation („Blechlose“) konnte nach der Maßnahme des Bodenabtrags jedoch eine deutlich höhere Anzahl an Arten festgestellt werden sowie das Auftreten von Ziel- bzw. Rote Liste-Arten.

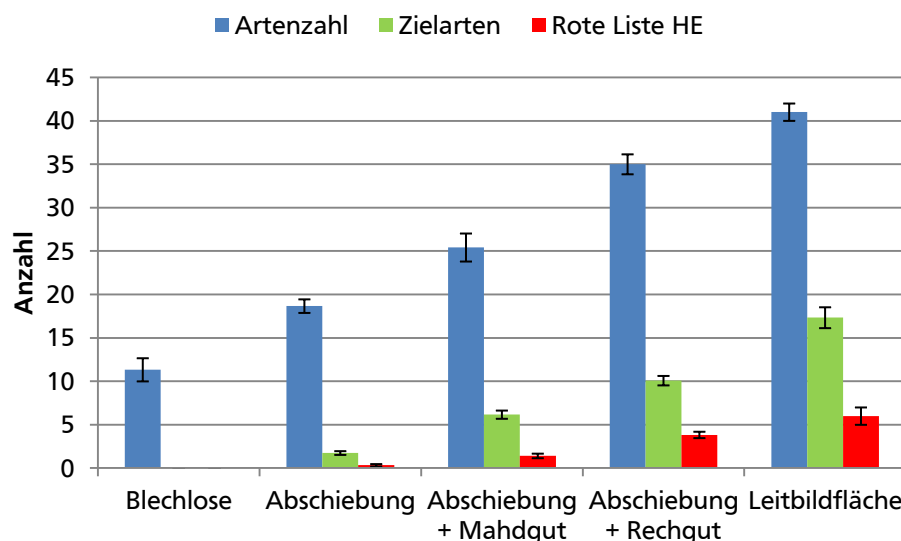


Abb. 6.6: Mittlere Gesamtartenzahl (Artenzahl), Zielartenzahl und Zahl der Rote Liste-Arten von Hessen (HE) des Jahres 2009 für die Fläche „Blechlose“ und dem Leitbild sowie der Abschiebung und den beiden Inokulationsvarianten Mahdgut bzw. Rechgut. Mittelwerte ± Standardfehler.

Die Inokulation mit Mahdgut führte im Vergleich zu dem Kontrollstreifen zu einer signifikanten Erhöhung der Gesamt- sowie Zielartenzahl. Die signifikant höchste Zahl an Pflanzenarten, Zielarten sowie Rote Liste-Arten aller experimentellen Ansätze wurde auf den Rechgutplots erreicht, welche dem Leitbild nahe kamen, ohne es zu erreichen.

Zum Jahr 2010 kam es zu teilweise signifikanten Veränderungen (Gesamt-, Zielartenzahl) der drei Parameter (Abb. 6.7). Die Gesamtartenzahl fiel auf dem Kontrollstreifen signifikant ab und war in diesem Jahr geringer als in der umgebenen Vegetation. Umgekehrt stieg die Anzahl der Zielarten (signifikant) und Rote Liste-Arten an und im Vergleich zur Mahdgut-Inokulation, welche an Gesamtarten bzw. Zielarten einbüßte, konnte nur noch im Fall der Gesamtartenzahl ein signifikanter Unterschied festgestellt werden. Der experimentelle Ansatz mit Rechgut erreichte trotz signifikanter Einbußen bei Gesamt- sowie Zielarten auch in diesem Jahr die signifikant höchsten Werte der drei Parameter und übertraf auch die Gesamtartenzahl der umgebenen Vegetation. Der Vergleich mit dem Leitbild zeigte weiterhin Differenzen besonders bezüglich der Gesamtartenzahl, da bei der Anzahl an Ziel- und Rote Liste-Arten auch im Leitbild eine leichte Abnahme zu verzeichnen war.

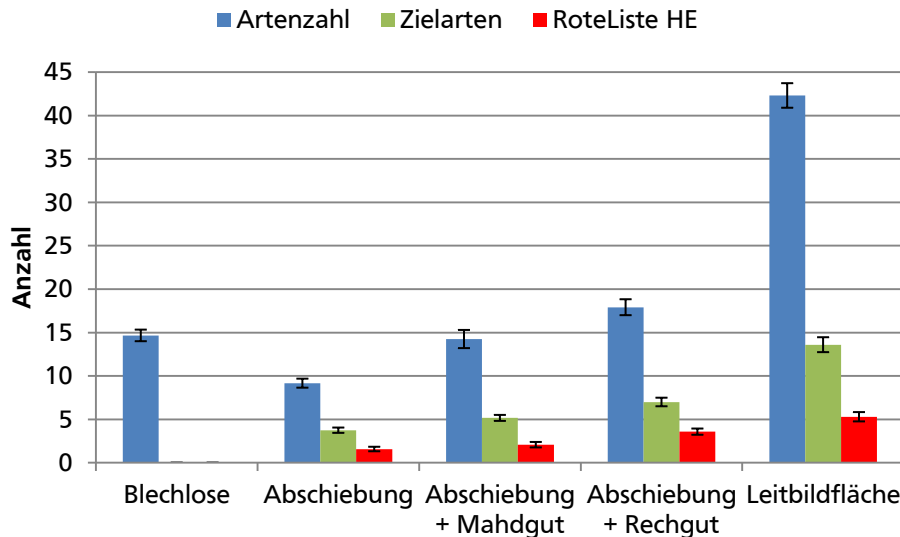


Abb. 6.7: Mittlere Gesamtartenzahl (Artenzahl), Zielartenzahl und Zahl der Rote Liste-Arten von Hessen (HE) des Jahres 2010 für die Fläche „Blechlose“ und dem Leitbild sowie der Abschiebung und den beiden Inokulationsvarianten Mahdgut bzw. Rechgut. Mittelwerte \pm Standardfehler.

6.3.3.2.2 Zielartenindex

Der Zielartenindex der umgebenen Vegetation („Blechlose“) war aufgrund fehlender Zielarten in beiden Jahren Null. Der qualitative Zielartenindex (Abb. 6.8) ergab für das Jahr 2009 den höchsten Wert aller experimentellen Ansätze auf den Untersuchungsplots mit Rechgutinokulation und den niedrigsten Wert auf dem Kontrollstreifen. Dieser unterschied sich signifikant zu beiden Inokulationsansätzen. Die quantitativen Zielartenindizes der Untersuchungsplots ließen ein anderes Bild erkennen. So konnte der höchste Wert für die Plots mit Mahdgutinokulation berechnet werden und dieser lag signifikant über dem Wert der Kontrolle. Weitere signifikante Unterschiede zeigten sich nicht. Die Leitbildfläche erreichte in diesem Jahr bei beiden Indizes höhere Werte und lag über denen der experimentellen Ansätze.

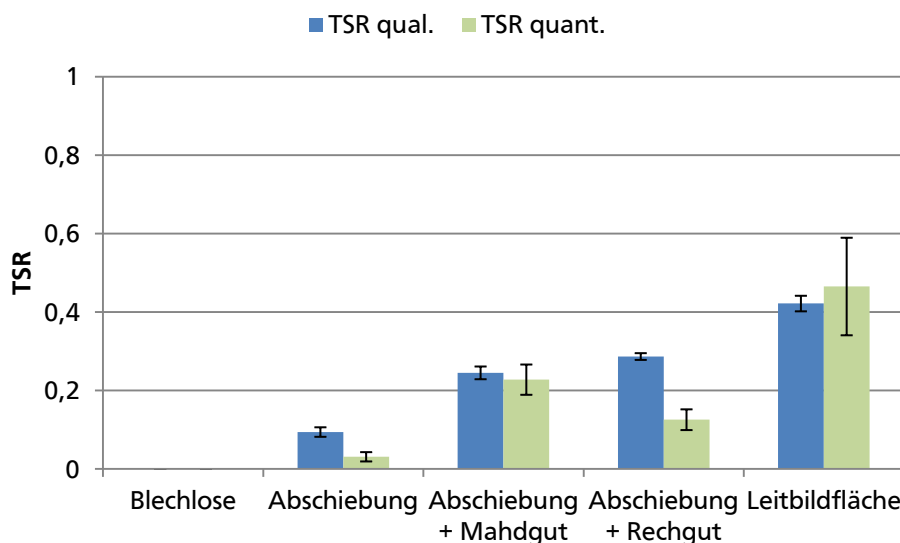


Abb. 6.8: Mittlerer qualitativer Zielartenindex (TSR qual.) und quantitativer Zielartenindex (TSR quant.) des Jahres 2009 für die Fläche „Blechlose“ und das Leitbild sowie die Abschiebung und die beiden Inokulationsvarianten Mahdgut bzw. Rechgut. Mittelwerte \pm Standardfehler.

Zum Jahr 2010 stiegen die Werte des qualitativen Zielartenindex auf allen drei Untersuchungstreifen signifikant an (Abb. 6.9). Aufgrund des höchsten Anstiegs auf dem Kontrollstreifen konnten in diesem Jahr keine signifikanten Unterschiede zwischen den Ansätzen festgestellt werden. Ähnlich verhielt sich der quantitative Index mit signifikanten Steigerungen auf allen experimentellen Ansätzen. Den höchsten Wert ergab die Berechnung der Kontrollplots und dieser lag signifikant über den Indizes der beiden Inokulationsansätze, welche sich nicht signifikant unterschieden. Das Leitbild besaß im Jahr 2010 niedrigere Werte beider Indizes und lag unter den Werten aller experimentellen Ansätze.

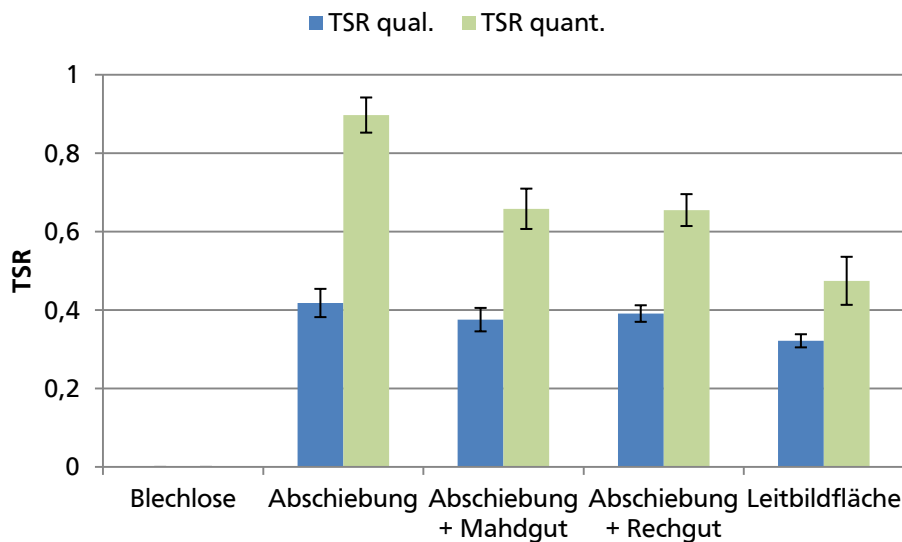


Abb. 6.9: Mittlerer qualitativer Zielartenindex (TSR qual.) und quantitativer Zielartenindex (TSR quant.) des Jahres 2010 für die Fläche „Blechlose“ und das Leitbild sowie die Abschiebung und die beiden Inokulationsvarianten Mahdgut bzw. Rechgut. Mittelwerte \pm Standardfehler.

6.3.3.2.3 Gesamt-, Graminoiden- und Kräuterdeckung

Beide inokulierte Ansätze wiesen signifikant höhere Deckungen der Graminoide im Vergleich zu dem Kontrollstreifen auf. Im Vergleich zum Leitbild sowie der umgebenen Vegetation („Blechlose“) war die Gesamtdeckung im Jahr 2009 deutlich geringer (Abb. 6.10). Gleiches galt für die Deckung der Graminoiden, was auf dem Kontrollstreifen sehr deutlich ausfiel. Die Deckung der Kräuter war auf den Untersuchungstreifen höher als in der umgebenen Vegetation der „Blechlose“ und erreichte fast die Werte des Leitbilds.

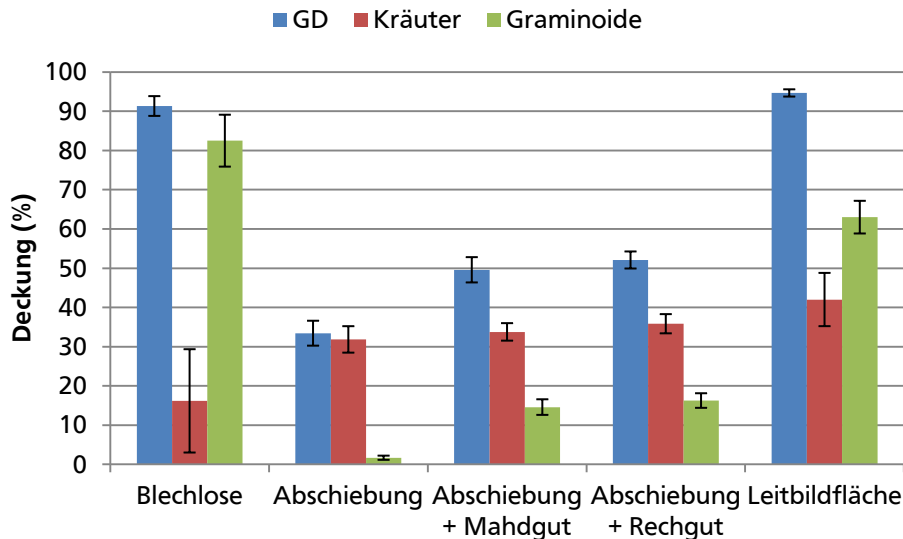


Abb. 6.10: Mittlere Werte der Vegetationsparameter Gesamtdeckung (GD), Kräuterdeckung (Kräuter), Graminoidendeckung (Graminoide) des Jahres 2009 für die Fläche „Blechlose“ und das Leitbild sowie die Abschiebung und die beiden Inokulationsvarianten Mahdgut bzw. Rechgut. Mittelwerte \pm Standardfehler.

Zum Jahr 2010 veränderten sich alle drei Parameter signifikant. So nahm die Gesamtdeckung insgesamt ab, am geringsten auf den mit Rechgut inokulierten Plots (Abb. 6.11). Dagegen stieg die Deckung der Graminoide aller experimentellen Ansätze, während die Deckung der Kräuter deutlich sank. Der Unterschied zur Kontrolle war nur bei der Deckung der Graminoiden des Rechgut-Ansatzes signifikant. Insgesamt war die Gesamtdeckung auf den inokulierten Streifen über beide Jahre signifikant höher als auf der Kontrolle. Durch die Abnahme der Kräuterdeckung auf den Experimentalstreifen wurden die Werte des Leitbildes sowie der umgebenen Vegetation nicht mehr erreicht, dagegen besaß der mit Rechgut inokulierte Streifen fast die Graminoiden-Deckung des Leitbildes.

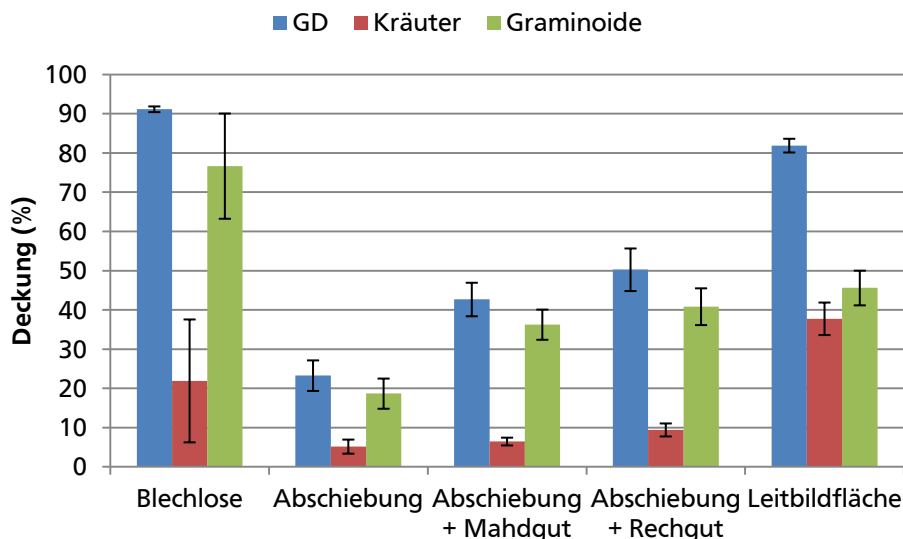


Abb. 6.11: Mittlere Werte der Vegetationsparameter Gesamtdeckung (GD), Kräuterdeckung (Kräuter), Graminoidendeckung (Graminoide) des Jahres 2010 für die Fläche „Blechlose“ und das Leitbild sowie die Abschiebung und die beiden Inokulationsvarianten Mahdgut bzw. Rechgut. Mittelwerte \pm Standardfehler.

6.3.3.2.4 Offenboden-, Streu- und Moosdeckung

Die Deckungen des Offenbodens, der Streu und der Moose ergab signifikante Unterschiede zwischen den experimentellen Ansätzen im Jahr 2009 (Abb. 6.12). Resultierend aus der Inokulation war auf dem Mahdgut-Ansatz die signifikant geringste Offenbodendeckung und signifikant höchste Streudeckung vorzufinden sowie auf den Rechgutplots die signifikant höchste Moosdeckung.

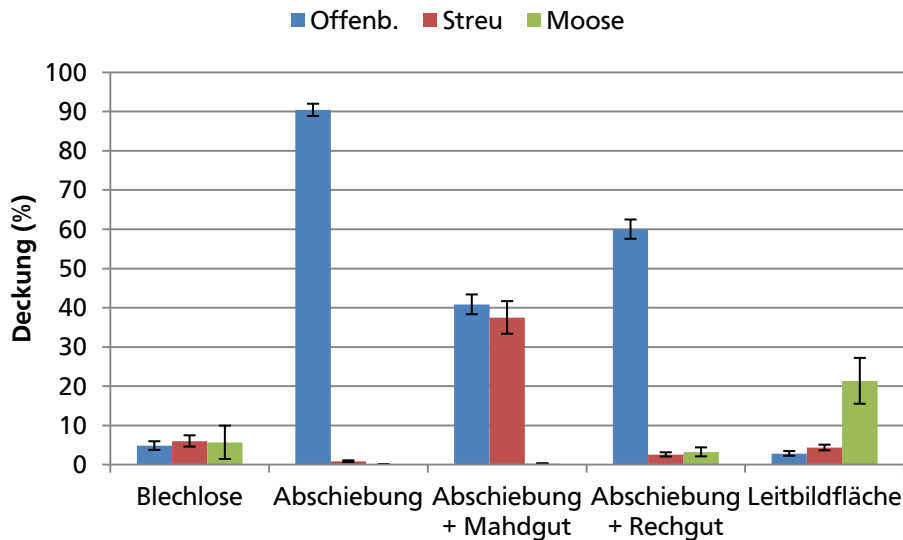


Abb. 6.12: Mittlere Werte der Vegetationsparameter Offenbodenanteil (Offenb.), Streudeckung (Streu) und Moosdeckung (Moose) des Jahres 2009 für die Fläche „Blechlose“ und das Leitbild sowie die Abschiebung und die beiden Inokulationsvarianten Mahdgut bzw. Rechgut. Mittelwerte \pm Standardfehler.

Zum Jahr 2010 kam es zu signifikanten Veränderungen bei Streu- sowie Offenbodendeckung (Abb. 6.13). Durch die starke Abnahme der Streudeckung auf dem Mahdgutstreifen gab es in diesem Jahr keine signifikanten Unterschiede zwischen den drei untersuchten Streifen. Gleiches gilt für den Offenbodenanteil, da dieser auf dem Mahdgutstreifen anstieg.

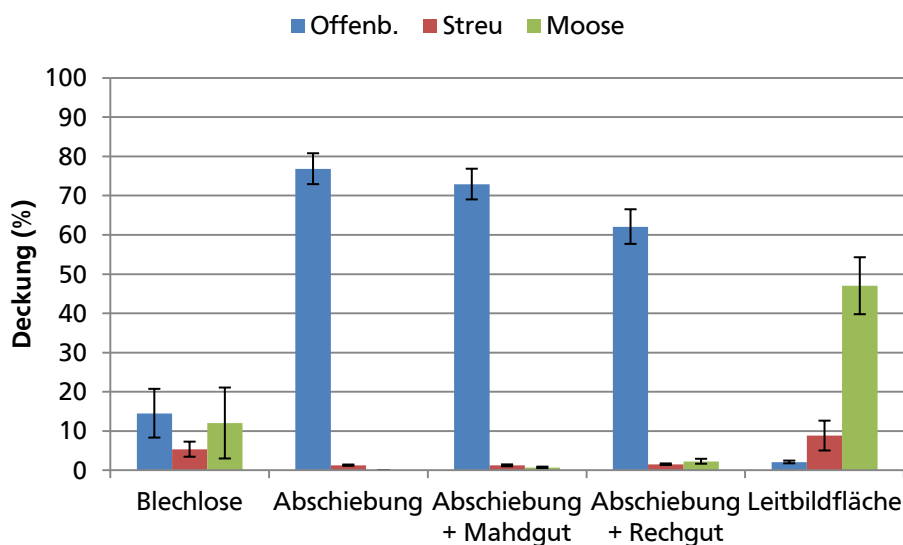


Abb. 6.13: Mittlere Werte der Vegetationsparameter Offenbodenanteil (Offenb.), Streudeckung (Streu) und Moosdeckung (Moose) des Jahres 2009 für die Fläche „Blechlose“ und das Leitbild sowie die Abschiebung und die beiden Inokulationsvarianten Mahdgut bzw. Rechgut. Mittelwerte \pm Standardfehler.

6.3.3.3 Kolonisation des Kontrollstreifens. Tab. 6.1

Die Vegetation des Kontrollstreifens wurde im Jahr 2009 verstärkt durch Kräuter charakterisiert. Insgesamt lag die Deckung der Kräuter über der der Graminoiden. Besonders *Cirsium arvense* war vorherrschend mit den höchsten Deckungswerten und hoher Stetigkeit, weitere Ruderalarten wie z. B. *Conyza canadensis*, *Cirsium vulgare* oder *Sonchus asper* erreichten auch höhere Deckungswerte bzw. hohe Stetigkeiten. Daneben war die Zielart *Lythrum salicaria* und die Rote Liste-Art *Samolus valerandi* nachzuweisen, erstere mit höheren Deckungen sowie einer hohen Stetigkeit. Die Graminoiden zeigten keine Dominanz einzelner Arten, aber Arten wie *Agrostis capillaris*, *Alopecurus myosuroides*, *Poa trivialis* etc. hatten höhere Deckungen bzw. kamen mit hoher Stetigkeit vor. Als Zielarten waren *Juncus articulatus* und *Molinia arundinacea* aufzufinden.

Im Jahr 2010 veränderten sich Artenzusammensetzung sowie Deckungen der Graminoiden bzw. Kräuter. Viele Ruderalarten verschwanden (z. B. *Alopecurus myosuroides*, *Setaria viridis*, *Arctium lappa*, *Cirsium vulgare*, *Sonchus asper*) oder die Deckung nahm stark und hochsignifikant ab wie im Fall von *C. arvense*. Insgesamt dominierten die Graminoiden, was durch eine hohe Deckung (hochsignifikanter Anstieg) und Stetigkeit von *Juncus articulatus* sowie dem Aufkommen der Ziel- und Rote Liste-Art *Juncus subnodulosus* verursacht wurde. In der Gruppe der Kräuter verschwand die Dominanz von *Cirsium arvense* und *Lythrum salicaria* erhöhte hochsignifikant die Deckungswerte. *Samolus valerandi* wurde in diesem Jahr nicht vorgefunden, daneben konnte das Auftreten Ziel- und Rote Liste-Art *Senecio aquaticus* festgehalten werden.

6.3.3.4 Kolonisation des Mahdgutstreifens, Tab. 6.1

Die untersuchte Vegetation der Plots des Mahdgutstreifens im Jahr 2009 enthielt in der Gruppe der Graminoiden die Ziel- und teilweise Rote Liste-Arten *Carex panicea*, *Juncus articulatus*, *Juncus conglomeratus*, *Juncus subnodulosus* und *Molinia arundinacea*. Von diesen Arten wurden *Juncus articulatus* und in hohem Maße *Molinia arundinacea* im Inokulationsmaterial nachgewiesen, in welchem insgesamt sechs graminoiden Arten festgestellt wurden. Neben *Molinia arundinacea*, welche die höchsten Deckungen erreichte und eine Stetigkeit von 100 %, trat *Agrostis stolonifera* als weiteres Süßgras mit hohen Deckungen und einer hohen Stetigkeit auf. Diese Art befand sich ebenso im Inokulationsmaterial. Insgesamt lagen die Graminoiden bezüglich Deckung und Artenzahl niedriger als die Gruppe der Kräuter. Diese Gruppe wurde von *C. arvense* mit den höchsten Deckungen und einer hohen Stetigkeit dominiert. Daneben traten Ziel- und Rote Liste-Arten (*Galium boreale*, *Galium uliginosum*, *Galium wirtgenii*, *Linum catharticum*, *Lythrum salicaria*, *Samolus valerandi*, *Sanguisorba officinalis* und *Senecio aquaticus*) auf. Von diesen Arten konnten *Galium boreale* und *Galium uliginosum* im Inokulationsmaterial nachgewiesen werden, in welchem insgesamt 15 krautige Arten festgestellt wurden.

Im Jahr 2010 verschwanden in der Gruppe der Graminoiden wenige Arten, darunter die Zielart *Juncus conglomeratus*, allerdings konnten die übrigen genannten Ziel- bzw. Rote Liste-Arten überdauern und ihre Deckung sowie Stetigkeit vergrößern. Signifikante Änderungen der Deckung wurden bei *Juncus articulatus*, *Juncus subnodulosus* und *Molinia arundinacea* festgestellt. Erstmals konnte in diesem Jahr die Ziel- und Rote Liste-Art *Carex tomentosa* nachgewiesen werden. In der Gruppe der Kräuter nahm die Dominanz von

Cirsium arvense stark ab, da die Deckung signifikant zurückging. Von den Ziel- und Rote Liste-Arten wurden *Galium uliginosum*, *Galium wirtgenii*, *Linum catharticum* und *Samolus valerandi* nicht festgestellt, dagegen befanden sich die übrigen genannten Arten weiterhin auf den Plots, mit erhöhter (*Lythrum salicaria*) bzw. verminderter Deckung (*Galium boreale* und *Senecio aquaticus*).

6.3.3.5 Kolonisation des Rechgutstreifens, Tab. 6.1

Die im Jahr 2009 untersuchte Vegetation der Untersuchungsplots, welche mit Rechgut inokuliert wurden, ergab die höchste Artenvielfalt der beiden Ansätze. In der Gruppe der Graminoiden wurden alle im Mahdgut-Ansatz aufgetretenen Ziel- und Rote Liste-Arten auch in der Vegetation des Rechgut-Streifens festgestellt. Diese wurden mit Ausnahme von *Carex tomentosa* und *Juncus subnodulosus* auch im Inokulationsmaterial nachgewiesen. Die häufig im Inokulationsmaterial vorkommende Art *Agrostis stolonifera* besaß 100 % Stetigkeit und hohe Deckungen. In der Gruppe der Kräuter dominierte im Jahr 2009 wie auf den anderen Untersuchungsplots *Cirsium arvense* mit einer Stetigkeit von 100 % und hohen Deckungswerten. Weiter beinhaltete die Rechgutinokulation wiederum alle Ziel- bzw. Rote Liste-Arten, welche im Mahdgut-Ansatz vorkamen, allerdings konnten zusätzliche Arten festgestellt werden. So kamen neben den schon erwähnten Arten *Achillea ptarmica*, *Betonica officinalis*, *Cirsium tuberosum*, *Lotus pedunculatus*, *Myosotis nemorosa* und *Selinum carvifolia* vor. Alle krautigen Zielarten wiesen relativ geringe Deckungen auf, *Lythrum salicaria* erreichte mit 2 % den höchsten Einzelwert.

2010 verschwanden einige graminoide Arten z. B. *Alopecurus myosuroides*, *Festuca arundinacea*, *Holcus lanatus*, während insgesamt die Deckung der gesamten Gruppe zunahm, was besonders an den signifikanten Anstiegen der Deckung von *Carex panicea* und *Juncus articulatus* lag. Bei den Kräutern ging die Artenzahl auch zurück. Neben anderen Arten konnten die Ziel- bzw. Rote Liste-Arten *Cirsium tuberosum*, *Galium uliginosum*, *Linum catharticum*, *Lotus pedunculatus* und *Selinum carvifolia* nicht mehr festgestellt werden. Viele übrige Arten büßten Stetigkeit bzw. Deckung ein, allerdings mit Ausnahmen (z. B. *Prunella vulgaris* mit einem signifikanten Anstieg der Deckung).

6.3.3.6 Unterschiede der Artenkomposition, Tab. 6.1

Die untersuchten Inokulationsansätze unterschieden sich in Artenvielfalt und Deckung von Zielarten bzw. Rote Liste-Arten. In beiden Jahren der Studie konnten viele Ziel- bzw. Rote Liste-Arten des Rechgutansatzes nicht im Mahdgutansatz gefunden werden. So fehlten *Achillea ptarmica*, *Betonica officinalis*, *Cirsium tuberosum* und *Selinum carvifolia* in der Vegetation der Mahdgutinokulation. *Carex panicea* besaß in beiden Jahren signifikant höhere Deckungen auf den Rechgutplots, während die Deckung von *Molinia arundinacea* im gleichen Zeitraum auf den Mahdgutplots signifikant höher war.

Insgesamt konnte ein Jahreseffekt beobachtet werden, so verschwanden im Jahr 2010 einige Arten (mit geringer Abundanz bzw. Deckung) auf beiden Inokulationsstreifen oder deren Deckung bzw. Stetigkeit ging zurück.

6.3.4. Ordination der Untersuchungsflächen und Vergleichsflächen

Die Vergleichsflächen „Mönchbruch“ und „Blechlose“ befinden sich in der unteren Hälfte der Abb. 6.6 und wurden auf der ersten Achse aufgrund der unterschiedlichen Artenkomposition weit voneinander getrennt. Die Plots beider Flächen der Jahre 2009 und 2010 stehen eng beieinander, was die jährliche Variation der Bestände als minimal indiziert. Auf der zweiten Achse wurden die Untersuchungsflächen von den Vergleichsflächen getrennt. Es ist festzustellen, dass innerhalb der Untersuchungsflächen die beiden Jahre auf der ersten Achse getrennt wurden sowie die Kontrollplots innerhalb der einzelnen Jahre auf der zweiten Achse von den Inokulationsansätzen abgesetzt und zu den Vergleichsflächen entfernter platziert wurden. Innerhalb der Inokulationsansätze kann im Jahr 2009 eine leichte Trennung erkannt werden. Hier stehen die Rechgutplots etwas näher zu den Leitbildbeständen, während dies 2010 nur teilweise ersichtlich ist. Eine Annäherung der Plots bzw. Entwicklung der Vegetation der inokulierten Flächen an das Leitbild über das Jahr 2010 ist noch nicht ersichtlich.

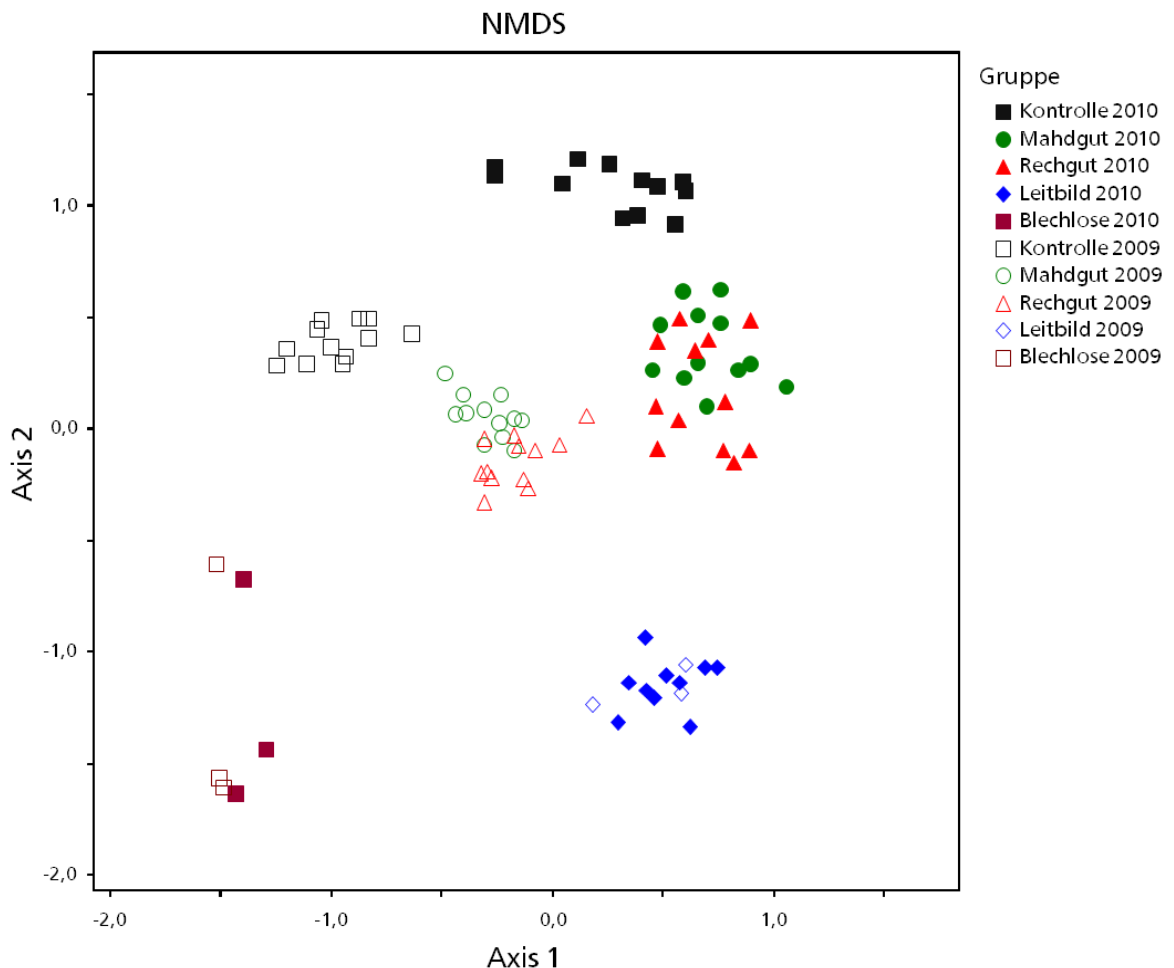


Abb. 6.6: Ordination (NMDS, Nichtmetrische Multidimensionale Skalierung) aller Untersuchungsplots der Fläche „Blechlose“, dem Leitbild und des Kontrollstreifens sowie der inokulierten Streifen mit Mahdgut bzw. Rechgut für die Jahre 2009 und 2010. Stress: 10,1. Finale Instabilität < 0,00000.

6.4. Diskussion

Im Folgenden sollen die in der Einleitung formulierten Fragestellungen diskutiert werden.

Ist eine Übertragung von Zielarten des *Cirsio-Molinietum* nach erfolgtem Oberbodenabtrag mittels Inokulation auf Gemeinschaftsebene möglich und kann eine nachfolgende Etablierung beobachtet werden?

Die in dieser Studie untersuchte Inokulation einer Restitutionsfläche des Hessischen Rieds mit Inokulationsmaterial eines *Cirsio tuberosi*-Molinietum führte zu einer erfolgreichen Übertragung von Zielarten. So konnten im Jahr 2009 viele Arten der Zielgesellschaft festgestellt werden.

Der zuvor auf der Untersuchungsfläche erfolgte Oberbodenabtrag ergab niedrige Nährstoffgehalte und ähnliche Veränderungen der Bodenparameter wie in der zuvor durchgeführten Pilotstudie (Kapitel 5), mit einer positiven Etablierung des *Cirsio-Molinietum* auf Artebene, und sollte eine Entwicklung auf Gemeinschaftsebene ermöglichen. Geringe Nährstoffgehalte des Bodens, z. B. durch Oberbodenabtrag, stellen für die Restitution dieser Zielgesellschaft wichtige Voraussetzungen dar (HÖLZEL & OTTE 2003), besonders hinsichtlich der Arten, welche als “stress tolerators“ (GRIME 2001) gelten. Wichtig erscheint die geringe Verfügbarkeit von Phosphor, was für artenreiche Pfeifengraswiesen charakteristisch ist (EGLOFF 1983).

Die Maßnahme des Oberbodenabtrags führte in dieser Studie zu einer klaren Veränderung der Vegetation und die Untersuchungsflächen unterschieden sich deutlich vom artenarmen umgebenen Grünland. Die folgenden zwei Punkte können als Folge der Maßnahme des Oberbodenabtrags betrachtet werden:

1. Das starke Auftreten einiger Ruderalarten (besonders *Cirsium arvense*) im ersten Jahr der Untersuchung. Dies wurde schon in anderen Restitutionsprojekten beobachtet (HÖLZEL & OTTE 2003) und ist eine Folge der Zerstörung der Grasnarbe mit Aktivierung der Diasporenbank sowie der Schaffung von Keimnischen für den “seed rain“.
2. Das spontane Auftreten einzelner Ziel- und Rote Liste-Arten (z. B. *Lythrum salicaria*, *Juncus subnodulosus*), vermutlich aus der Diasporenbank (z. B. für *Lythrum salicaria*) bzw. durch Eintrag aus nahe gelegenen Beständen (z. B. *Juncus subnodulosus*, Kapitel 5), ist für die Restitution als förderlich zu betrachten.

Die Inokulation mit Mahd- bzw. Rechgut ergab eine deutliche Annäherung an das angestrebte Leitbild mit dem Auftreten vieler Zielarten bzw. Rote Liste-Arten. Somit konnte die Maßnahme der Inokulation die Diasporenverfügbarkeit vieler Zielarten gewährleisten sowie möglicherweise abiotische Faktoren (z. B. Keimbedingungen) verbessern und eine teilweise Etablierung der angestrebten Pflanzengesellschaft ermöglichen ohne die Anwesenheit benachbarter Bestände. Besonders 2009 im ersten Jahr nach der Inokulation zeigten die inokulierten Flächen hohe Zielartenzahlen und somit das hohe Potenzial der Übertragung mit Zielarten des *Cirsio-Molinietum*. Zum Jahr 2010 konnte nur teilweise eine Etablierung der vorhandenen Zielarten festgestellt werden, da einige Arten mit zum Teil geringer Abundanz und Deckung verschwanden, während andere ihre Deckung verringerten. Als ein Grund für die erschwerte Etablierung kann vermutlich die langanhaltende Überstauung als Folge der Witterung (Schneefall im Winter, Regen im Frühling/Sommer) genannt werden. Eine langanhaltende Überstauung über Monate vom Winter bis in den Sommer, mit nur kurzzeitiger Unterbrechung im Frühling, sorgte für extreme Bedingungen mit einer Vielzahl von Stressfaktoren (z. B. Anoxie) für die Pflanzen (CRAWFORD 1996) und für überlange Überstauungsperioden für die Zielgesellschaft (siehe GROOTJANS & TEN

KLOOSTER 1980, JANSEN et al. 2001 für ein *Cirsio dissecti*-Molinietum) . Dies gilt besonders für Keimlinge und Jungpflanzen, welche sich komplett lange Zeit unter Wasser befinden, und führt zu hohen Sterberaten, sollten nicht spezielle Anpassungen an diese Zustände vorhanden sein wie z. B. Anpassungen der Photosynthese-Fähigkeit unter Wasser (SAND-JENSEN et al. 1992).

Dagegen entwickelten sich andere Zielarten (z. B. *Lythrum salicaria*), darunter viele Graminoide wie *Carex panicea*, *Juncus articulatus* etc., welche die Deckung erhöhten, besser unter den vorhandenen Bedingungen. MONY et al. (2010) zeigten für die Art *Juncus articulatus* eine hohe Verträglichkeit mit Überstauungsperioden. *Lythrum salicaria* keimte in einer Studie von LENSSEN et al. (1998) auch submers und wies eine erhebliche Überstauungstoleranz auf. Der starke Rückgang der Ruderalart *Cirsium arvense* sollte auch auf diese Umstände zurückzuführen sein, da sie Überstauung nicht gut toleriert (LENSSEN et al. 1998).

Eine weitere Folge der Überstauung ist wahrscheinlich das Auftreten der Arten *Carex panicea*, *Carex tomentosa*, *Molinia arundinacea* sowie *Senecio aquaticus* auf den Kontrollflächen. Diese im Leitbild vorkommenden Arten konnten sich vermutlich mit Diasporen, welche im Inokulationsmaterial waren, durch Hydrochorie ausbreiten und so diese Plots sekundär inokulieren.

Insgesamt bestätigt die Studie die Möglichkeit der Restitution eines *Cirsio*-Molinietum auf der Gemeinschaftsebene durch Inokulation. Bei der Etablierung der Arten zeigte sich das Wasserregime als besonders bedeutungsvoll, so dass angepasste Arten mit hoher Toleranz (*Carex*-Arten, *Juncus*-Arten, *Mentha aquatica*, *Senecio aquaticus* etc.) sich gut etablieren konnten und sich ein Bestand feuchter Ausprägung etablierte.

Wie unterscheiden sich beide Materialien hinsichtlich Diasporendiversität und Diasporenabundanz? Welche Unterschiede zeigen sich bei der Etablierung der Zielgesellschaft und weiteren floristischen Parametern?

Die beiden Materialien, frisches Mahdgut und Rechgut, welche zur Inokulation und Restitution eines *Cirsio*-Molinietum untersucht wurden, wiesen in diesem Experiment Unterschiede in der Diversität bzw. Abundanz enthaltener Diasporen auf. Die höhere Diversität im Rechgut kann die Folge einer „Speicherung“ eingetragener Diasporen des Artenbestandes der Spenderfläche über den Zeitraum der Fruchtreife und Ausfall bis zur Keimung sein. Diese „Speicherung“ oder Retention findet in den einzelnen Fraktionen des Rechgutes wie Moospolster, Streuauflage sowie Oberboden bzw. Humusschicht statt. Es können sich somit Diasporen aus mehreren Jahren vieler verschiedener Pflanzenarten mit unterschiedlicher Phänologie ansammeln. Im Gegensatz hierzu war die Diversität im Mahdgut geringer, da nur die vorhandenen und reifen Diasporen der Pflanzenarten übertragen werden können, welche zum Zeitpunkt der Mahd fruchteten, allerdings mit zum Teil hoher Abundanz (*Molinia arundinacea*). Die Phänologie des Bestandes bzw. der Arten und der Mahdzeitpunkt sind daher erheblich. Der Zeitpunkt der Rechgutgewinnung ist dagegen zeitlich unabhängiger, da Diasporen durchaus längere Zeitperioden im Rechgut, wie auch in der Diasporenbank des Bodens, überdauern können.

Die Kolonisierung der Untersuchungsplots der Inokulationsstreifen spiegelte im ersten Jahr der Studie die zuvor besprochene Verteilung wider. Die höheren Zielartenzahlen und Gesamtartenzahlen der Rechgutplots waren teilweise verbunden mit geringen Deckungen

bzw. einer geringen Abundanz einzelner Arten. Neben der Möglichkeit einer geringen Diasporenanzahl dieser Arten im inokulierten Rechgut könnte auch die geringe Schichtdicke des Inokulationsmaterials auf Keimung und Etablierung negative Auswirkungen gehabt haben. So wurde bei PATZELT et al. (2001) eine Schichtdicke von 5 bis 10 cm aufgetragen sowie in einem Restitutionsprojekt mit ähnlichem Vegetationstyp (Cnidion) Schichtdicken von 10 bis 15 cm verwendet (DONATH et al. 2007), und man erhielt in beiden Studien gute Resultate hinsichtlich der Übertragung von Pflanzenarten. Diese Schichtdicke konnte bei der Rechgutinokulation, mit dem Flächenverhältnis 1,5:1 (Spenderfläche: Empfängerfläche), nicht ganz erreicht werden (bis max. 5 cm) und somit waren vermutlich die abiotischen Bedingungen bezüglich Temperatur- und Wasserhaushalt bei der Keimung etwas schlechter als im Mahdgutansatz, welcher in diesem Experiment Schichtdicken von ca. 10 cm erreichte. Die Studie von ECKSTEIN & DONATH (2005) ergab optimale Bedingungen für Keimung und Etablierung bei Auflagegewichten von 0,2 kg/m² bis 0,4 kg/m². Während die Mahdgutauflage von 0,22 kg/m² in diesem Experiment diesen Werten entsprach, waren 0,14 kg/m² Rechgut deutlich unter diesen und hohe Temperaturen mit Trockenstress könnten aufgetreten sein. Allerdings wurde bei RASRAN et al. (2007) auch eine geringere Schichtdicke (1-3 cm) angewandt und eine gute Übertragung erreicht. So konnte auch in dem hier durchgeführten Rechgutansatz trotz der Möglichkeit von suboptimalen Bedingungen neben der höheren Diversität auch teilweise Deckungen bzw. Stetigkeiten von Zielarten vorgefunden werden (z. B. *Carex panicea*), welche durchaus gute Bedingungen für diese Arten anzeigten.

Der leichte Rückgang der Zielartenanzahl betraf besonders die Rechgut-Inokulation, bedingt durch die geringe Deckung bzw. Abundanz einiger Zielarten. Der Anstieg der Zielartenindizes auf allen Untersuchungsansätzen zeigt allerdings, dass die Zielarten mit hoher Feuchtetoleranz sich gegenüber den anderen Arten, besonders Ruderalarten, durchsetzten bzw. an die vorherrschenden Bedingungen besser angepasst waren.

Das Rechgut erwies sich somit als sehr effektives Inokulationsmaterial, da es neben der höheren Diversität der enthaltenen Diasporen auch eine artenreichere Kolonisation ermöglichte. Die geringere Menge des gewonnenen Materials im Vergleich zum Mahdgut könnte durch eine größere Spenderfläche bzw. eine kleinere Empfängerfläche kompensiert werden. Die Kombination beider Materialien scheint eine weitere, sehr erfolgsversprechende Möglichkeit zu sein, da in diesem Fall die Vorteile beider Materialien genutzt werden könnten.

Um eine endgültige Evaluation bezüglich der Qualität der Materialien treffen zu können, sollte das Monitoring fortgesetzt werden, da das Auftreten weiterer Arten bzw. Individuen sowie die Entwicklung der Plots nach zwei Jahren nicht abgeschlossen ist.

Eine einschürige Mahd als Bewirtschaftungsform, wie sie im Leitbild zur Anwendung kommt, ist für eine weitere Entwicklung der Zielgesellschaft notwendig. Eine der Mahd nachfolgende Schafbeweidung kann gegebenenfalls eine zoochore Ausbreitung von Zielarten gewährleisten (Endozoochorie für *Galium wirtgenii* nachgewiesen, s. Kapitel 5).

7. Abschlussdiskussion

Die Gefährdung des extensiven Feuchtgrünlands aufgrund der Wandlung in der vorherrschenden Kulturlandschaft ist ein bekanntes Problem des Arten- und Biotopschutzes und bedroht viele Pflanzengesellschaften mit deren charakteristischen Pflanzenarten (z. B. SCHRAUTZER et al. 1996, POSCHLOD & BIEWER 2005, VAN DER HOEK & SYKORA 2006, VAN DIGGELEN et al. 2006). Besonders wechselfeuchtes Grünland, früher meist als Streuwiesen oder als Weiden genutzt, ging stark zurück (ROSENTHAL et al. 1998) und der Erhalt der artenreichen Pflanzengesellschaften obliegt nun meist dem Naturschutz. Neben dem Erhalt der bestehenden Grünlandflächen sollte durch Restitutionsprojekte dem schwindenden Flächenpool bzw. -fragmentierung entgegengewirkt werden. Eine mögliche Restitution hängt von den vorherrschenden Bedingungen sowie den zu überwindenden Faktoren hinsichtlich der Etablierung der Zielgesellschaft ab. Der Einsatz von effizienten und geeigneten Maßnahmen bestimmt den Erfolg der Restitution (KLIMKOWSKA et al. 2007), welcher langfristig durch geeignetes Management bzw. Pflege der Grünlandflächen erhalten werden kann (GERARD et al. 2008b, JACQUEMYN et al. 2011). Die Ergebnisse der einzelnen Kapitel, welche das Management von wechselfeuchtem Grünland durch extensive Beweidung sowie die Restitution nach dem Vorbild eines artenreichen Leitbilds untersuchten, sollen dem Konzeptschema (Abb. 1.1) folgend diskutiert werden.

Status quo und Entwicklung der Ried-Flächen im E+E-Vorhaben „Ried und Sand“

Die Analyse der einzelnen Grünlandflächen im Hessischen Ried und der Leitbildfläche sowie ihrer Entwicklung der letzten Jahre ergab eine variable Grünlandstruktur, welche vornehmlich durch die ökologischen Gradienten Wasserhaushalt und Nährstoffversorgung bedingt wurden und für die Riedflächen im Bereich des wechselfeuchten bis nassen, eutraphenten Grünlands lag. Die ökologischen Faktoren wurden mit Wassergehalts- bzw. Nährstoffmessungen dokumentiert, hinsichtlich der ruderal geprägten Vegetation vieler Riedgebiete scheint aber neben der Nährstoffversorgung auch die erst kurzfristige Nutzung der ehemaligen Ackerflächen als Grünland von Bedeutung, da das Fehlen einer intakten Grasnarbe in Verbindung mit hoher Nährstoffversorgung zu einer Dominanz meist krautiger Hochstauden (durch die Aktivierung der Samenbank sowie vorhandener Keimstellen und fehlender Zielartensamenbank) führen kann (HÖLZEL & OTTE 2003, RYDGREN et al. 2010, CONRAD & TISCHEW 2011). Die extensive Beweidung stellt eine geeignete Bewirtschaftungsweise dar, um die krautreichen Ruderalbestände zu charakteristischen Grünlandbeständen zu entwickeln. Die Zielgesellschaft des *Cirsio-Molinietum* erscheint für eine mögliche Restitution aufgrund ihrer hydrologischen Voraussetzungen für die wechselfeuchten Standorte des Untersuchungsgebietes geeignet. Ein Hindernis stellen hierbei allerdings die vorhandenen Nährstoffgehalte dar, da die oligotraphente Zielgesellschaft sowie *Molinion*-Gesellschaften auf vornehmlich phosphorlimitierten Standorten vorkommen (EGLOFF 1983, VAN DUREN et al. 1998, VAN DER HOEK et al. 2004). Die zeitliche Entwicklung der Riedflächen, unter Bezugnahme des Beweidungs-Managements und früherer experimenteller Restitutionsmaßnahmen (geringer Oberbodenabtrag, Heuauftragung), zeigte keine Verbesserung hinsichtlich einer Erhöhung der generellen Diversität sowie des Zielartenanteils. Dies lässt neben der hohen Nährstoffversorgung als Hindernis (s. o. und JANSSENS et al. 1998) auch eine generelle Samenlimitation durch fehlende

Diasporenausbreitung vermuten, welche als Hauptproblem in vielen vorherigen Studien auftrat (VERHAGEN et al. 2001, WALKER et al. 2004 etc.) und auf den Untersuchungsflächen als wahrscheinlich anzusehen ist, da keine Population einer Zielgesellschaft (Molinietum) in der näheren Umgebung des Untersuchungsgebiet existiert, vermutlich auch früher nicht existierte (nur wenige sehr kleine Vorkommen weniger Zielarten, BÖGER 1991). Auch Keimstellen für Keimlinge sind bei der Etablierung wichtig (POSCHLOD & BIEWER 2005, HELLSTRÖM et al. 2009), sollten durch die stattfindende Schafbeweidung allerdings geschaffen werden. Somit sind die Voraussetzungen für eine Etablierung einer Molinietalia-Gesellschaft wie dem Cirsio-Molinietum auf wechselfeuchten Riedflächen gegeben, sofern Restitutionsmaßnahmen zur Senkung der Nährstoffversorgung und Überwindung der Samenlimitierung (Transfer von Diasporen) durchgeführt werden. Das Management der Riedflächen (extensive Beweidung) kann den strukturellen Status quo der Grünlandflächen aufrechterhalten bzw. entwickeln, führt aber allein nicht zu eine Steigerung des Zielartenvorkommens und somit des botanischen Naturschutzwertes.

Aspekte der Tierernährung auf Grünlandflächen im Hessischen Ried

Das Management von extensivem Grünland ist von besonderer Bedeutung für die Pflege und den Erhalt der dortigen, meist artenreichen Pflanzengesellschaften und dient ferner zur Aushagerung nährstoffreicher Flächen. Die ausreichende Ernährung der eingesetzten Weidetiere ist daher bei Restitutionsmaßnahmen entscheidend für die Tiergesundheit sowie für eine verbesserte Wirtschaftlichkeit. Das gemischte Mahd/Beweidungs-Management der untersuchten Riedflächen im Beweidungssystem des E&E-Projektes kann die Versorgung der eingesetzten Weidetiere durch eine hohe Phytomasseproduktion garantieren; auch die Qualität des Futters ist als gut anzusehen. Probleme können allerdings durch eine teilweise hohe Heterogenität der Vegetation, mit ruderal geprägter Vegetation und starker Stickstoffbelastung, aufgrund der kurzen Grünlandnutzung junger Ackerbrachen auftreten. Hier scheint dosiertes Weidemanagement unter Einbeziehung der süßgrasgeprägten Altgrünlandflächen angemessen, um die Belastung für die Tiere zu begrenzen. Die durchgeführten Ansaat- bzw. Inokulationsmaßnahmen zeigten bei moderater abiotischer Restitution kaum Effekte; die inokulierten Flächen zeigten einen geringen Anstieg an Zielarten und unterschieden sich besonders durch das Vorkommen von Ruderalarten und erhöhten Stickstoffwerten von den älteren Grünlandbeständen.

Die Grünlandflächen des Rieds können im Weideverbund die geringere Produktivität und Qualität der naturschutzfachlich hochwertigen Sandtrockenrasen kompensieren und somit in einem Weideverbund die langfristige Pflege dieser hinsichtlich Tiergesundheit und Wirtschaftlichkeit verbessern, da Mängel ausgeglichen werden und der Bedarf an Zufütterung entfällt. Bei der Restitution der Leitgesellschaft des Cirsio-Molinietum auf Grünlandflächen des Untersuchungsgebietes wäre in Folge der Verminderung der Phytomasseproduktion sowie der leichten Verminderung weniger Inhaltsstoffe (z. B. Phosphor) theoretisch die Zufütterung notwendig. Da aber mögliche Restitutionen vermutlich nur kleinräumig durchgeführt werden und weitere konsolidierte Grünlandflächen genutzt werden können, ist die Wirkung im Weideverbund nur gering.

Betrachtet man die Ergebnisse zur Diversität sowie zur Produktivität (Phytomasseproduktion als Maß) und zieht Rückschlüsse auf deren Beziehung, so sprechen die Daten für eine negative Beziehung, da die höchste Diversität sich auf der produktionsschwächsten Fläche,

dem Leitbild, befand, während die relativ artenarmen Bestände des Riedgebietes hohe Phytomasseproduktionen aufwiesen. Ähnliche Beziehungen wurden schon in vorherigen Grasland-Studien wie z. B. von TILMAN 1993 sowie in frühen Düngerexperimenten (DI TOMMASO & AARSSSEN 1989) nachgewiesen. Auch SÜSS et al. (2007) wies für ein gering produktives Koelerio-Corynepheretea System in unserem Gebiet einen negativen Zusammenhang nach. Nimmt man eine intermediäre anstatt einer schwachen Produktivität für das Leitbild an, so könnte die vorgefundene Beziehung auch Teil einer unimodalen Beziehung, im abfallenden Diversitätsbereich, sein.

Berücksichtigt man die unterschiedlichen Systeme des Leitbilds und der Riedgebiete, so kann der Unterschied der Diversität auf verschiedene andere Faktoren zurückzuführen sein. Der Artenpool sowie das Management des Leitbildes und der Riedgebiete weisen Unterschiede auf, was bei einem Vergleich berücksichtigt werden muss, da vorhandener Artenpool (ZOBEL 1997) sowie Störungsbedingungen (z. B. LANTA et al. 2009, WELLSTEIN et al. 2007) bzw. -intensität (RENNE & TRACY 2007) durch das Management für die Etablierung von Arten mitentscheidend sind. Die geringere Diversität könnte daher Folge eines geringeren Artenpools sein und die zusätzliche Schafbeweidung könnte die Störungsintensität erhöhen mit zwar verbesserten Keim- aber schlechteren Etablierungsbedingungen (VITOVA & LEPS 2011).

Innerhalb der wechselfeuchten, schafbeweideten Riedflächen, auf welchen durch hohe Nährstoffgehalte des Bodens (FRITSCH 2008) sowie dem meist günstigen Wasserregime eine hohe Produktivität zu erwarten war (z. B. LI et al 2011), wurde die artenarme Vegetation trotz Ansaat oder Inokulation meist von konkurrenzstarken Arten (z. B. *Arctium lappa*, *Urtica dioica*) dominiert und verblieb relativ artenarm. Dies scheint die Hypothese des Konkurrenzausschlusses als Folge der Abnahme an limitierenden Faktoren zu unterstreichen (GRIME 1973) und in diesen Systemen eine negative Beziehung von Diversität und Produktivität zu bestätigen.

Etablierung von Zielarten des *Cirsio tuberosi*-Molinietum nach Bodenabtrag

Die in Kapitel 5 beschriebene Pilotstudie, welche hauptsächlich eine positive Etablierung ausgesuchter Zielarten in einen Tiefbereich von 25-40 cm nach Oberbodenabtrag ergab, verdeutlichte auf Artniveau die Eignung des *Cirsio*-Molinietum als Zielgesellschaft sowie des Oberbodenabtrags zur Verringerung der Nährstoffgehalte und Schaffung eines geeigneten Standortes zur Keimung und Etablierung. Somit erscheint eine Restitution der Zielgesellschaft nach vorherigem Oberbodenabtrag auf dieser und ähnlichen Flächen als erfolgsversprechend.

Der Oberbodenabtrag führte in einem Tiefbereich zur positiven Etablierung von Zielarten, welcher schon in früheren Studien beschrieben wurde (z. B. RASRAN et al. 2007, KLIMKOWSKA et al. 2007) und nun auch für die hier untersuchten wechselfeuchten Riedflächen bestätigt werden kann. Von Bedeutung sollte neben der Nährstoffverminderung (TALLOWIN & SMITH 2001, KLIMKOWSKA et al 2010) auch die Keimstellenschaffung durch Entfernen der Grasnarbe (DONATH et al. 2007, HELLSTRÖM et al. 2009), die Entfernung der vorherrschenden Samenbank (HÖLZEL & OTTE 2003) und ein geeignetes Wasserregime (GROOTJANS & TEN KLOOSTER 1980, JANSEN et al. 2001) für die Etablierung der Arten gewesen sein. Die als besonders geeignet gefundene Abtragstiefe von 25 cm wurde für das großflächigere

Experiment in Kapitel 5 verwendet und könnte für künftige Restitutionsprojekte auf vergleichbaren Flächen als potenzieller Richtwert dienen.

Die direkte Applikation von Samen der Zielarten, als Methode in vielen Studien (z. B. HOUSEMAN & GROSS 2011) angewandt, ergab, dass Zielarten unterschiedlicher funktioneller Gruppen sich unter realen Bedingungen auf den untersuchten Riedflächen etablieren können. Insbesondere in 25 cm Abtragstiefe kam es außerdem zu einer Besiedlung der nicht mit Samen applizierten Fläche, was für eine besondere Eignung spricht. Das vorherrschende Wasserregime, mit Überstauungs- und Trockenperioden, in Verbindung mit den niedrigen Nährstoffgehalten des Bodens schafft Bedingungen, die von den stresstolerierenden Zielarten bevorzugt werden. In den oberen Abtragstiefen schafft die Konkurrenz wuchskräftiger Ruderalarten schlechtere Bedingungen (Konkurrenz), während im tieferen Bereich durch vermehrte und längere Überstauungsperioden die Ausbildung eines Röhrichs ungeeignete Standortbedingungen dokumentiert.

Der in diesem Experiment angelegte Bodentiefegradient mit Applikation von Zielarten könnte bei zukünftigen Restitutionsvorhaben als vorgestellte Maßnahme die Erfolgsaussichten überprüfen und Richtwerte für die jeweilige Fläche mit ihren speziellen pedo- und hydrologische Eigenheiten im Falle eines großflächigen Bodenabtrags ergeben.

Inokulation mit Mahdgut bzw. Rechgut der Knollenkratzdistel-Pfeifengraswiese (*Cirsio tuberosi*-*Molinietum arundinaceae*)

Nach der erfolgreichen Etablierung von Zielarten und der nachgewiesenen Effizienz des Oberbodenabtrags hinsichtlich der Restitution der Zielgesellschaft, sollte die Überwindung der Samenlimitation auf der Ebene der Pflanzengesellschaft geklärt werden. Untersucht wurde der Transfer diasporenhaltigen Inokulationsmaterials, eine Maßnahme, die in verschiedener Form zuvor studiert wurde (KIEHL et al. 2010), allerdings besonders häufig als Mahdgut-Transfer zur Anwendung kam (PATZELT et al. 2001, RASRAN et al. 2007, DONATH et al. 2007, VAN LOOY 2011). In dem hier durchgeführten Versuch wurde neben dem Transfer von frischem Mahdgut auch frisches Rechgut, welches nach der Mahd gewonnen wurde, untersucht. Diese Maßnahme kommt in der Restitution von Sandtrockenrasen zur Anwendung (STROH et al. 2007, EICHBERG et al. 2010) und verspricht neben Vorteilen bei der Materialgewinnung (Zeitpunkt, Materialmenge) ein hohes Restitutionspotenzial.

Beide Inokulationsmaterialien führten zu einem Transfer von Zielarten und scheinen für die Restitution eines *Cirsio*-*Molinietum* erfolgsversprechend und bestätigen somit die Ergebnisse der oben genannten Studien auch für die Restitution der Grünlandflächen des Hessischen Rieds. Das unterschiedliche Potenzial beider Materialien bezüglich der Diversität (Diasporen-Retention im Rechgut) sowie die geringere Materialmenge in Verbindung mit einem variableren Gewinnungszeitpunkt lässt die Inokulation mit Rechgut als etwas vorteilhaftere Methode erscheinen. Allerdings kann Mahdgut, sofern die Phänologie bei der Mahd günstig ist, auch hohe Übertragungsraten besitzen und durch eine höhere Auflagemächtigkeit günstige Keimbedingungen gewähren (ECKSTEIN & DONATH 2005). Die Kombination beider Materialien erscheint daher als interessante und potente Methode und sollte ein Objekt nachfolgender Studien werden. Auch die großflächigere, mechanische Gewinnung mittels Heuschwader, wie es auf den Trockensandflächen benachbart zu den Untersuchungsflächen (STROH et al. 2007) zur Anwendung kommt, ist anstrebenswert, da große Mengen an Rechgut per Hand nur unter großem Aufwand gewonnen werden können.

Die Etablierung der Zielgesellschaft war gekennzeichnet durch das vorherrschende Wasserregime, neben den negativen Folgen des nassen Jahres 2010 mit häufigen und langfristigen Überstauungen, kam es in Folge der frühjährlichen Überstauung vermutlich zu Hydrochorie-Ereignissen, was zu einer nachfolgenden Ausbreitung etablierter Zielarten beitragen kann (ROSENTHAL 2006, GERARD et al. 2008a, SOOMERS et al. 2010) und bei Restitutionsmaßnahmen berücksichtigt werden muss.

Insgesamt konnte gezeigt werden, dass das Management in Form extensiver Beweidung mit teilweise einschüriger Mahd die Offenhaltung der Vegetation der untersuchten Grünlandflächen im Hessischen Ried garantierte und die oft noch ruderal geprägte Vegetation in Richtung charakteristischer Grünlandbestände entwickelte. Letzterer Prozess bedarf allerdings weiterer Zeit. Die strukturelle Entwicklung sowie Ernährung der Weidetiere kann das Management sicherstellen. Zur Restitution der angestrebten Pflanzengesellschaft auf geeigneten Grünlandflächen sollten, aufgrund abiotischer sowie biotischer Hindernisse, Maßnahmen wie Oberbodenabtrag mit ausreichender Abtragstiefe sowie Inokulation durch Transfer von diasporenhaltigen Pflanzenmaterial angewendet werden. Ungünstige Nährstoffgehalte können so behoben werden und die vorherrschende Samenlimitierung überwunden werden. Management und untersuchte Restitutionsmaßnahmen auf einzelnen Restitutionsflächen versprechen eine erfolgreiche Entwicklung des Gebietes im Hessischen Ried durch die Kombination von Futterflächen und artenreicheren Restitutionsflächen, welche als Diversitäts-„Hot Spots“ die Funktion von Spenderpopulationen (durch z. B. Zoochorie) langfristig bei optimaler Entwicklung übernehmen könnten. Die Verknüpfung des Riedgrünlands mit der Sandrasen-Beweidung im Weidesystem des E&E-Vorhabens „Ried und Sand“ bewirkte eine Verbesserung der Phytomasseversorgung der Schafherde sowie teilweise die Kompensation von Manglelementen (z. B. Phosphor). Das Weidekonzept ermöglicht somit den Erhalt bzw. die Pflege von hochwertigen Offenlandsystemen in Verbindung mit der Entwicklung degradierten Grünlands bei gleichzeitiger Optimierung der Weidetierversorgung. Dieses Modell der extensiven Bewirtschaftung verknüpft mit Restitutionsmaßnahmen beider Systeme sowie der alleinigen Grünlandentwicklung kann durch seinen naturschutzfachlichen Nutzen in Kombination mit der praktischen Verbesserung des Beweidungsmanagements als Model für ähnliche Ansätze dienen.

8. Zusammenfassung

Die Vegetation von extensiv bewirtschaftetem Feuchtgrünland ist aufgrund der Veränderungen in der Kulturlandschaft hin zur intensiven Landnutzung im Laufe der zweiten Hälfte des letzten Jahrhunderts als sehr gefährdet anzusehen. Meliorationsmaßnahmen sowie starke Nährstoffzufuhr durch Düngung veränderten die Standortbedingungen für eine Nutzung von produktivem Intensivgrünland mit einer meist Süßgras-dominierten, artenarmen Flora. Aufgrund des Artenreichtums und vieler bedrohter Pflanzenarten stellen der Schutz verbliebener Vorkommen extensiven Feuchtgrünlands sowie die Restitution neuer Gebiete einen Schwerpunkt wissenschaftlicher Studien und Restitutionsprojekte dar. Ungünstiges Wasserregime sowie hohe Nährstoffverfügbarkeit sind dabei abiotische, Samenlimitation aufgrund fehlender Populationen sowie hoher Flächenfragmentierung biotische Hindernisse für die Restitution. Geeignete Restitutionsmaßnahmen sowie ein angepasstes Flächenmanagement bilden somit die Voraussetzungen zum Erhalt naturschutzfachlich hochwertigen Extensivgrünlands. Im Rahmen des Erprobungs- und Entwicklungsvorhabens (E+E) „Ried und Sand“ wurden Untersuchungen zum Management und zur Restitution von Grünlandflächen des Hessischen Rieds im Gebiet der Altneckarschlingen durchgeführt. Als Leitbild für die wechsel-feuchten Flächen diente ein *Cirsio tuberosi*-Molinietum im NSG „Mönchbruch“.

Die Fragestellungen befassen sich mit der Entwicklung der Vegetation unter dem Einfluss extensiver Beweidung, der Qualität/Quantität der Vegetation unter dem Aspekt der Tierernährung sowie der Etablierung von Zielarten des Leitbilds auf Art- bzw. „Community“-Ebene unter Anwendung von Oberbodenabtrag und experimentellem Transfer verschiedener Inokulationsmaterialien.

Die Analyse der Vegetation (Kapitel 3) führte zur Bestimmung der vorherrschenden Standortfaktoren sowie der Effekte der extensiven Beweidung und moderater Restitutionsmaßnahmen auf den untersuchten Grünlandflächen. Die Ergebnisse wiesen deutliche Unterschiede in den Feuchtigkeitsverhältnissen der Untersuchungsflächen auf, welche sich in der vorherrschenden Vegetation widerspiegeln und durch Messungen des Bodenwassergehaltes zusätzlich dokumentiert wurden. Daneben konnte ein Produktivitätsgradient im Vergleich mit dem Leitbild definiert werden. Untersuchungen auf Standardflächen zeigten, dass extensive Schafbeweidung den Status quo der Vegetation strukturell aufrechterhalten und die Phytodiversität tendenziell erhöhen kann. Bei Brache kam es zur raschen Sukzession mit Streuakkumulation, Rückgang von Gräsern und Zunahme von Kräutern sowie der Ausbildung einer Strauchschicht. Schafbeweidung stellt ein geeignetes Management zur Offenhaltung der Flächen dar, Zielarten des Molinion oder der Molinetalia sowie gefährdete Arten stellten sich nicht ein. Die Effekte der Rinderbeweidung waren inkonsistent, so kam es zur Verbrachung aufgrund zu geringer Intensität sowie dem Erhalt des Status quo. Die Phytodiversität nahm im Vergleich zur Brache leicht zu bzw. blieb gleich, ohne Vorkommen von Zielarten. Punktuelle moderate Restitutionsmaßnahmen mit geringem Oberbodenabtrag und Inokulation ergaben eine Steigerung der Diversität mit verbreiteten Grünland- und Ruderalarten und nur wenigen Zielarten. Fräsen, anstatt des Oberbodenabtrags, führte zu weniger ausgeprägten Effekten, und die Phytodiversität konnte nur leicht gesteigert werden. Die Sukzession junger Ackerbrachen führte beginnend mit kurzlebigen Segetal- und Ruderalarten über ausdauernde, krautige Ruderalfluren zu Gräser-

dominierter Vegetation. Eine Inokulation bewirkte eine deutlich erhöhte Artenzahl zumeist durch weit verbreitete Grünlandarten.

Ein weiterer Aspekt des extensiven Grünlandmanagements ist eine ausgewogene Ernährung der Weidetiere, welche deren langfristige Gesundheit sicherstellt. Diese ist von der verfügbaren Phytomasse sowie deren Qualität abhängig und kann eventuell durch angepasstes Weidemanagement verbessert werden. Im Rahmen dieser Arbeit wurde die Phytomasseproduktion sowie deren Qualität zum „Peak-Standing-Crop“-Zeitpunkt verschiedener Grünlandtypen im Hessischen Ried und eines Leitbilds untersucht (Kapitel 4). Vegetationsparameter, die Phytomasseproduktion sowie die ruminale Stickstoffbilanz, Rohfaser, Rohprotein, Mineralstoffe (Calcium, Kalium, Magnesium, Natrium und Phosphor) und der Energiegehalt (umsetzbare Energie, Nettoenergie-Laktation) verschiedener Grünlandtypen und des Leitbilds wurden analysiert. Die Grünlandtypen unterschieden sich nur gering, und die Versorgung der Weidetiere konnte als gut eingeschätzt werden, teilweise mit unzureichender Natrium- sowie Phosphor-Verfügbarkeit. In ruderalisierten Beständen kam es zu erhöhten Stickstoffgehalten, welche bei ungünstigem Weidemanagement toxisch wirken können. Das Leitbild zeigte geringere Phytomasseproduktion und leichte Defizite bei Rohproteingehalt, der ruminalen Stickstoffbilanz sowie Kalium und Phosphor im Vergleich zur Riedvegetation. Im Falle einer kleinflächigen Restitution der Zielgesellschaft im Hessischen Ried kompensieren verbleibende Grünlandflächen eine mögliche Unterversorgung von Phosphor und Natrium und ermöglichen so ein längerfristiges Management durch den Weideverbund. Bei einem geplanten Weideverbund von „Sand“- und „Ried“-Flächen innerhalb des E+E-Projektgebietes besitzt das „Ried“ eine bedeutende Rolle für die Tierernährung.

Abiotische, z.B. Nährstoffverfügbarkeit, sowie biotische Faktoren, z. B. Samenlimitierung, sind für eine Restitution artenreichen Grünlands zu berücksichtigen. Daher untersuchte eine Pilotstudie die Keimung, Etablierung und Vitalität von Zielarten auf Artebene in Abhängigkeit der Bodenabtragstiefe (Kapitel 5). Die Applikation der Diasporen wurde auf einem Bodentiefegradient bzw. auf Bodenabtragsflächen durchgeführt. Neben der Entwicklung der Einzelarten wurden die floristische Struktur der spontan aufgetretenen Vegetation sowie der Aufbau der Diasporenbank untersucht. Die Keimung und Etablierung der eingebrachten Zielarten auf den Teilflächen verlief bei fast allen Untersuchungsansätzen günstig. Während bei 10 cm Abtragstiefe nicht alle Zielarten erfolgreich keimen bzw. sich etablieren konnten, ermöglichten tiefere Bodenabtragungen die Etablierung aller applizierten Zielarten. Zu trockene Bedingungen führten zum Ausbleiben der Keimung bei *Carex tomentosa*, während zu nasse Bedingungen mit sehr langen Überstauungsereignissen besonders von *Galium wirtgenii* und *Linum catharticum* nicht toleriert wurden. *Cirsium tuberosum* nahm eine intermediäre Stellung ein. Die höchste Etablierungsrate und Vitalität aller Zielarten wurde bei 25 bzw. 40 cm Abtragstiefe erreicht. Im Laufe der vier Untersuchungsjahre wurden eine flächenhafte Ausbreitung der Zielarten sowie der beginnende Aufbau einer Diasporenbank nachverfolgt. Eine Ansiedlung nach endozoochorer Ausbreitung durch Schafe kam mit Sicherheit nur bei *Galium wirtgenii* vor, *Carex tomentosa* keimte nicht, und bei *Linum catharticum* konnte eine sekundäre Inokulation nicht ausgeschlossen werden. Zumindest für *Galium wirtgenii* können Schafe als Vektoren via Endozoochorie dienen und eine Austauschdynamik von Diasporen gewährleisten.

Die Maßnahme des Transfers von Inokulationsmaterial eines *Cirsio tuberosi*-Molinietum (Knollenkratzdistel-Pfeifengraswiese) zur Überwindung der Samenlimitierung wurde in

Kapitel 6 auf "Community"-Ebene untersucht. Inokuliert wurde mit frischem Mahdgut bzw. Rechgut und neben der Etablierung der Zielgesellschaft wurden Potenziale, wie z. B. Diversität des Artenpools, analysiert. Die experimentellen Ansätze umfassten zwei Inokulationsstreifen und einen Kontrollstreifen auf einer Restitutionsfläche, deren Oberboden zuvor abgetragen wurde. Beide Inokulationsansätze zeigten eine Etablierung von Zielarten nach zwei Jahren. Im ersten Jahr wurde ein deutliches Zielartenaufkommen verzeichnet, während im darauffolgenden Jahr ein leichter Rückgang, vermutlich aufgrund nasser Witterung und langer Überstauungsereignisse, auftrat und sich Bestände nasser Ausprägung entwickelten. Der Vergleich der Inokulationsmaterialien ergab ein höheres Potenzial des Rechguts, welches eine höhere Diversität an Diasporen aufwies. Zurückzuführen ist dies möglicherweise auf eine Retention der Diasporen in den im Rechgut befindlichen Moos- bzw. Streufraktionen. Frisches Mahdgut enthielt teils hohe Abundanzen von Zielarten, welche zum Mahdzeitpunkt fruchteten. Weiteres Monitoring erscheint angebracht, da nach zwei Jahren die Entwicklung noch nicht abgeschlossen ist. Auch ein angemessenes Management der Fläche, z. B. durch ein einschüriges Mahd-Weide-System, ist notwendig, um die Entwicklung und den Fortbestand der etablierten Zielgesellschaft zu gewährleisten.

Insgesamt konnte die vorliegende Arbeit zeigen, dass extensives Management mit Beweidung den strukturellen Status quo von Grünlandflächen des Hessischen Rieds, welche durch das vorherrschende Wasserregime sowie hohe Nährstoffverfügbarkeit charakterisiert sind, aufrechterhalten kann und diese Grünlandflächen eine gute Ernährung der Weidetiere gewährleisten, sowie geringere Futterqualität von höherwertigen Offenlandssystemen, z. B. Sandrasen, in einem Weideverbund kompensieren. Eine deutliche naturschutzfachliche Verbesserung und Erhöhung der Phytodiversität, konnte das Management allein nicht gewährleisten. Hier können die Restitutionsmaßnahmen Oberbodenabtrag in Verbindung mit dem Transfer von Inokulationsmaterial zu einer Etablierung der punktuell angestrebten Zielgesellschaft auf "Community"-Ebene führen. Besonders der Transfer von Rechgut stellt eine erfolgsversprechende Möglichkeit dar.

Die mögliche Verküpfung solcher kleinflächigen Restitutionsflächen durch das vorhandene Weidemanagement sichert die Tierernährung und kann z. B. via Endozoochorie die Aufwertung weiterer Grünlandflächen des Hessischen Rieds bedeuten. Im Weideverbund des E+E-Vorhabens mit naturschutzfachlich hochwertigen Sandrasen kompensieren die vorhandenen Grünlandflächen die geringere Phytomasseproduktion sowie –qualität und verbessern die Bedingungen des Weidemanagement.

9. Summary

Due to changes in cultural landscapes which intensified the land use within the second half of the last century, the vegetation of extensively managed moist grassland became more and more endangered. Melioration as well as strong nutrient inputs by fertilisation changed the site conditions to productive, intensively managed grassland with an often species-poor vegetation, dominated by species of the family Poaceae. Because of the high phytodiversity and the many endangered plant species in the remaining extensively managed moist grassland areas, protection and restoration of these areas have become the focus of scientific studies and restoration projects. An unfavourable water regime as well as a high nutrient availability are abiotic obstacles, while seed limitation caused by the lack of populations and a high fragmentation of the plots are biotic obstacles to the restoration. Therefore, adequate restoration methods and an adjusted management of the areas are important conditions for the protection of extensively managed grassland with a high nature-conservation value.

Within the scope of the testing and development (T+D) project “Ried und Sand”, investigations of the management and restoration of grassland areas in the “Hessian Ried” were carried out in the area of former meanders of the Neckar. *Cirsio tuberosi*-*Molinietum* vegetation in the nature protection area “Mönchbruch” served as a target area.

The aspects treated in this thesis are related to the development of the vegetation in extensively grazed areas, the quantity and quality of the phytomass with respect to animal nutrition, and the establishment of target species (by means of topsoil removal and experimental transfer of different types of inoculation material) on species and community levels.

The investigation of the vegetation (Chapter 3) succeeded in specifying the main site-conditions as well as the effects of extensive grazing and moderate restoration methods on the investigated plots. The differences in soil moisture of the plots, which are reflected in the composition of the vegetation, could be ascertained by perennial measurements.

Additionally, a productivity gradient could be defined with reference to the target area. Investigation on standard plots showed that sheep grazing maintains the vegetation structure and tends to increase phytodiversity. On fallow land, a rapid succession occurred, which led to litter accumulation, reduction of grasses, increase of herbs and formation of a shrub layer. Grazing is an appropriate measure to ensure an open landscape, but it did not result in the establishment of either *Molinion* and *Molinietalia* species or endangered species. The effects of cattle grazing were very different. On one site the grazing intensity was so low in the plot areas that it didn't have consistent effects and fallow stages occurred which maintained the status quo. The species number showed a small increase, or at least no decrease, compared to control plots. However, rare or endangered species were not favoured. Moderate restoration methods with a slight topsoil removal and inoculation led to an increase of phytodiversity due to an establishment of ubiquitous grassland and ruderal species, but only very few target species. When the rotary tiller was employed instead of topsoil removal, the effects were less pronounced and phytodiversity was also slightly increased. On young ex-arable land, succession led from a stage of annual weeds and ruderals to a stage with perennial ruderals and to stands which were dominated by graminoids. Inoculation brought about a considerable increase in species number, but mostly of widespread grassland species. Another aspect of extensive grassland management is a balanced livestock nutrition which guarantees health and welfare of the grazing animals in the long run. This depends on the

quantity as well as the quality of the available phytomass and can probably be improved by an adjusted grazing management. As part of this thesis, the phytomass production and its quality at the time of peak standing crop of different grassland types in the “Hessian Ried” and a target area was investigated (Chapter 4). Vegetation parameters, phytomass production as well as ruminal nitrogen budget (RNB), contents of crude fibre, crude protein, minerals (calcium, potassium, magnesium, sodium and phosphorus) and energy content (metabolizable energy, net energy content for lactation) of the vegetation of different grassland types and the target area were analysed. The grassland types were only slightly different and the animal nutrition could be qualified as good, sometimes with an insufficient availability of sodium and phosphorus. Ruderalised areas showed an increased nitrogen content, which can be toxic in some cases. The target area was characterised by a lower phytomass production and slightly reduced crude protein contents, RNB and contents of potassium and phosphorus compared to the “Ried”-areas. In case the target communities are restored in only small areas of the “Hessian Ried”, remaining grassland areas can compensate a possibly insufficient supply of phosphorus and sodium and thus enable long-term management within the grazing system. In the case of a grazing system including “Ried” and “Sand” areas within the investigation area of the Testing and Development-Project “Ried und Sand”, the “Ried”-areas play an important role for animal nutrition.

Abiotic factors such as nutrient availability as well as biotic factors such as seed limitation are to be considered for the restoration of grassland. In a pilot study we analysed germination, establishment and vitality of target species depending on topsoil removal depth (Chapter 5). Seed addition was arranged on a gradient of soil removal and topsoil-removed plots. Besides the development of these single species, we analysed the floristic structure of the spontaneous vegetation and the establishment of a seedbank.

Germination and establishment of the seeded target species was mainly successful in all approaches. Target species germinated and established themselves weakly at a soil removal depth of 10 cm, but very successfully at 25-40 cm depth. *Carex tomentosa* was not able to germinate and establish in the dryer parts of the gradient, whereas too-wet conditions with long, persistent watering were not tolerated by *Galium wirtgenii* and *Linum catharticum*. *Cirsium tuberosum* occupied an intermediate position. An optimal establishment rate and vitality of the four target species was attained between 25 and 40 cm depth.

In the course of our four-year study we documented the spread of the target species as well as the beginning of the establishment of a seed bank.

Only *Galium wirtgenii* clearly germinated and established itself successfully after endozoochorous dispersal by sheep. *Carex tomentosa* didn't germinate and for *Linum catharticum* we were not able to exclude secondary inoculation. At least for *Galium* sheep may play a role as vectors to guarantee diaspore dynamics between the areas.

We further investigated the biotic measure of inoculation of a *Cirsio tuberosi*-*Molinietum* to overcome seed-limitation on community level after topsoil removal in the area of the “Hessian Ried” (Chapter 6). The inoculation was carried out with fresh mown or raked material. In addition to the establishment of the target community, the potentials of different inoculation materials, including the diversity of their species-pool, could be assessed as well. The experimental design comprised two inoculation stripes and one control stripe on a restoration site with previous topsoil removal. The establishment of target species of the *Cirsio*-*Molinietum* was monitored in both inoculation approaches after two years. In the first year a clear emergence of target species was recorded, whereas next year a small decrease

occurred, probably due to wet weather conditions and prolonged inundation events. Therefore, there was a development of stands with wet soil conditions. Comparison of the two inoculation materials showed a higher restoration potential of raked material, which had a higher diversity of seed species. This is probably caused by the retention of seeds in the bryophyte and/or litter fraction of this inoculation material. In contrast, mown material contained partially a higher abundance of target species, which fructified at mowing date. Further monitoring of the established populations of both experimental approaches seems advisable, because the development is probably not yet completed after two years. An appropriate extensive management of the site, e. g. a mowing-grazing system, is also necessary to ensure the development and survival of the established target plant community. Altogether this thesis shows that an extensive grazing management can maintain the structural status quo of grassland areas in the “Hessian Ried”, which is characterised by the predominant water regime and high nutrient availability. These grassland areas provide good animal nutrition and can compensate for grassland with phytomass of less nutritional quality but with higher conservation values, such as sand-ecosystems, within one grazing system.

A significant improvement of nature conservation values and an increase of phytodiversity could not be guaranteed by the management. Here, the restoration methods topsoil removal in combination with the transfer of inoculation material can lead to an establishment of the target-community on species- as well as community-level. Especially the transfer of raked material is a promising method.

The possible connection of such scattered restoration areas by the existing grazing system guarantees animal nutrition and can improve further grassland areas in the “Hessian Ried”, e. g. via endozoochory. In the grazing system of the T+D-project the existing grassland areas can compensate for the lower phytomass production and quality of sand ecosystems with high nature conservation values, and thus improve the conditions of the whole grazing management.

10. Literatur

- ABT, K. (1991): Landschaftsökologische Auswirkung des Agrarstrukturwandels im württembergischen Allgäu. – Hamburg (Verlag Dr. Kovac), 151 S.
- AL MUFTI, M.M., SYDES, C.L., FURNESS, S.B., GRIME, J.P. & BAND, S.R. (1977): A quantitative analysis of shoot phenology dominance in herbaceous vegetation. – *Journal of Ecology* 65: 759-791.
- ALLISON, M. & AUSDEN, M. (2004): Successful use of topsoil removal and soil amelioration to create heathland vegetation. – *Biological Conservation* 120: 221-228.
- AMBOS, R. & KANDLER, O. (1987): Einführung in die Naturlandschaft. – *Mainzer naturwissenschaftliches Archiv* 25: 1-28.
- ANGER, M., MALCHAREK, A. & KÜHBAUCH, W. (2004): Variabilität in der Futterqualität von spät genutzten Primäraufwüchsen überwiegend beweideter Extensivgrünlandflächen (Festuco-Cynosuretum und Mesobromium). – *Pflanzenbauwissenschaften* 8(2): 49-55.
- ASHWORTH, J. (1997): Improvements to two routine methods for calcium carbonate determination in soils. – *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 28: 841-848.
- BAKKER, J.P. & BERENDSE, F. (1999): Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. – *Trends in Ecology & Evolution* 14: 63-68.
- BAKKER, C., DE GRAAF, H.F., ERNST, W.H.O. & VAN BODEGOM, P.M. (2005): Does the seed bank contribute to the restoration of species-rich vegetation in wet dune slacks? – *Applied Vegetation Science* 8: 39-48.
- BAKKER, C., VAN BODEGOM, P.M., NELISSEN, H.J.M., ERNST, W.H.O. & AERTS, R. (2006): Plant responses to rising water tables nutrient management in calcareous dune slacks. – *Plant Ecology* 185: 19-28.
- BAUER, A. (2009): Untersuchungen zur Phytodiversität entlang von Produktivitätsgradienten im Sand-Grasland. – Darmstadt (Technische Universität Darmstadt, Fachbereich Biologie – Diplomarbeit), 124 S.
- BARKMAN, J.J., DOING, H. & SEGAL, S. (1964): Kritische Bemerkungen und Vorschläge zur quantitativen Vegetationsanalyse. – *Acta Botanica Neerlandica* 13: 394-419.
- BARTLEY, E.E., DAVIDOVICH, A.D., BARR, G.W., GRIFFEL, G.W., DAYTON, A.D., DEYOE C.W. & BECHTLE R.M. (1976): Ammonia toxicity in cattle . I. Rumen and blood changes associated with toxicity and treatment methods. – *Journal of Animal Science* 43(4): 835-841.
- BELLOF, G. (2011): Schafproduktion. – In: WEISS, J., PABST, W. & GRANZ, S. (Hrsg.): Tierproduktion. 14. Aufl. – Stuttgart (Enke Verlag), 537 S.
- BILLETER, R., PEINTINGER, M. & DIEMER, M. (2007): Restoration of montane fen meadows by mowing remains possible after 4-35 years of abandonment. – *Botanica Helvetica* 117: 1-13.

-
- BISCHOFF, A. (2002): Dispersal and establishment of floodplain grassland species as limiting factors in restoration. – *Biological Conservation* 104: 25-33.
- BLOMQUIST, M.M., BEKKER, R.M. & VOS, P. (2003): Restoration of ditch bank plant species richness: The potential of the soil seed bank. – *Applied Vegetation Science* 6: 179-188.
- BÖGER, K. (1991): Grünlandvegetation im Hessischen Ried – Pflanzensoziologische Verhältnisse und Naturschutzkonzeption. Darmstadt (Technische Hochschule Darmstadt, Fachbereich Biologie – Dissertation), S. 333.
- BONANOMI, G., CAPORASO, S. & ALLEGREZZA, M. (2006): Short-term effects of nitrogen enrichment, litter removal and cutting on a Mediterranean grassland. – *Acta Oecologica* 30: 419-425.
- BOX, J., BROWN, M., COPPIN, N., HAWKESWOOD, N., WEBB, M., HILL, A., PALMER, Q., LE DUC, M. & PUTWAIN, P. (2011): Experimental wet heath translocation in Dorset, England. – *Ecological Engineering* 37: 158-171.
- BURKART, M., DIERSCHKE, H., HÖLZEL, N., NOWAK., B. & FARTMANN, T. (2004): Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands Heft 9. Molinio-Arrhenatheretea Teil 2: Molinietaalia. – Göttingen (Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft e. V.), 103 S.
- CHALCRAFT, D.R., WILSEY, B.J., BOWLES, C. & WILLIG, M.R. (2009): The relationship between productivity and multiple aspects of biodiversity in six grassland communities. – *Biodiversity Conservation* 18: 91-104.
- CHELSIUS, C. (1891): Erläuterungen zur Geologischen Karte des Grossherzogthums Hessen im Masstabe 1:25000 II. Lieferung Blatt Mörfelden. – Grossh. Ministerium des Innern und der Justiz, Darmstadt.
- COBBAERT, D., ROCHEFORT, L. & PRICE, J.S. (2004): Experimental restoration of a plant community after peat mining. – *Applied Vegetation Science* 7: 209-220.
- CONRAD, M.K. & TISCHEW S. (2011): Grassland restoration in practice: Do we need achieve the targets? A case study from Saxony-Anhalt/Germany. – *Ecological Engineering* 37: 1149-1157.
- CRAWFORD, R.M.M. (1996): Whole plant adaptations to fluctuating water tables. – *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica* 31: 7-24.
- CRITCHLEY, C.N.R., CHAMBERS, B.J., FOXBERT, J.A., SANDERSON, R.A., BHOGAL, A. & ROSE S.C. (2002): Association between lowland grassland plant communities and soil properties. – *Biological Conservation* 105: 199-215.
- DE CAUWER, B. & REHEUL, D. (2009): Impact of land use on vegetation composition, diversity and potentially invasive, nitrophilous clonal species in a wetland region in Flanders. – *Agronomy for Sustainable Development* 29: 277-285.
- DEUTSCHER WETTERDIENST: <http://www.dwd.de>.
- DI TOMMASO, A. & AARSEN, L.W. (1989): Resource manipulations in natural vegetation: a review. – *Vegetatio* 84: 9-29.

-
- DIAZ, S., LAVOREL, S., MCINTYRE, S., FALCZUK, V., CASANOVES, F., MILCHUNAS, D.G., SKARPE, C., RUSCH, G., STERNBERG, M., NOY-MEIR, I., LANDSBERG, J., ZHANG, W., CLARK, H. & CAMPBELL, B. (2007): Plant trait responses to grazing – a global synthesis. – *Global Change Biology* 13: 313-341.
- DICKSON, T.L., & FOSTER, B.L. (2008): The relative importance of the species pool, productivity and disturbance in regulating grassland plant species richness: a field experiment. – *Journal of Ecology* 96: 937-946.
- DIEMER, M., OETIKER, K. & BILLETER, R. (2001): Abandonment alters community and canopy structure of Swiss calcareous fens. – *Applied Vegetation Science* 4: 237-246.
- DIERSCHKE, H. & BRIEMLE, G. (2008): *Kulturgasland*. 2. Aufl. – Stuttgart (Ulmer Verlag), 239 S.
- DONATH, T.W., BISSELS, S., HÖLZEL, N. & OTTE, A. (2007): Large scale application of diaspore transfer with plant material in restoration practice – Impact of seed and microsite limitation. – *Biological Conservation* 138: 224-234.
- DONATH, T.W. & ECKSTEIN, R.L. (2008): Grass and oak litter exert different effects on seedling emergence of herbaceous perennials from grasslands and woodlands. – *Journal of Ecology* 96: 272-280.
- DONATH, T.W., HÖLZEL, N., BISSELS, S. & OTTE, A. (2004): Perspectives for incorporating biomass from non-intensively managed temperate flood-meadows into farming systems. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* 104: 439-451.
- DONATH, T.W., HÖLZEL, N. & OTTE, A. (2006): Influence of competition by sown grass, disturbance and litter on recruitment of rare flood-meadow species. – *Biological Conservation* 130: 315-323.
- DROBNIK, J. (2007): *Untersuchungen zur Restitution von Grünland im Hessischen Ried*. – Darmstadt (TU Darmstadt, Fachbereich Biologie – Diplomarbeit), 136 S.
- DUFRÊNE, M. & LEGENDRE, P. (1997): Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. – *Ecological Monographs* 67: 345-366.
- DUSEL, G. & WEISS, J. (2011): *Futtermittelkunde*. – In: WEISS, J., PABST, W. & GRANZ, S. (Hrsg.): *Tierproduktion*. 14. Aufl. – Stuttgart (Enke Verlag), 537 S.
- ECKSTEIN, R.L. & DONATH, T.W. (2005): Interactions between litter and water availability affect seedling emergence in four familial pairs of floodplain species. – *Journal of Ecology* 93: 807-816.
- EGLOFF, T. (1983): Phosphorus as prime limiting nutrient in litter-meadows (Molinion). – *Berichte des Geobotanischen Instituts ETH Zürich, Stiftung Rübel* 50: 119-148. Zürich.
- EICHBERG, C., STORM, C. & SCHWABE, A. (2005): Epizoochorous and post-dispersal processes in a rare plant species: *Jurinea cyanooides* (L.) Rchb. (Asteraceae). – *Flora* 200: 477-489.
- EICHBERG, C., STORM, C. & SCHWABE, A. (2007): Endozoochorous dispersal, seedling emergence and fruiting success in disturbed and undisturbed successional stages of sheep-grazed inland sand ecosystems. – *Flora* 202: 3-26.

-
- EICHBERG, C., STORM, C., STROH, M. & SCHWABE, A. (2010): Is the combination of topsoil replacement and inoculation with plant material an effective tool for the restoration of threatened sandy grassland? – *Applied Vegetation Science* 13: 425-438.
- ELLENBERG, H., WEBER, H.E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W. & PAULISSEN, D. (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 3. Aufl. – *Scripta Geobotanica* 18: 1-226.
- ESSELINK, P., ZIJLSTRA, W., DIJKEMA, K.S. & VAN DIGGELEN, R. (2000): The effects of decreased management on plant-species distribution patterns in a salt marsh nature reserve in the Wadden Sea. – *Biological Conservation* 93: 61-76.
- FAGAN, K.C., PYWELL, R.F., BULLOCK, J.M. & MARRS, R.H. (2008): Do restored calcareous grasslands on former arable fields resemble ancient targets? The effect of time, methods and environment on outcomes. – *Journal of Applied Ecology* 45: 1293-1303.
- FERNÁNDEZ, G. (2007): Model selection in PROC MIXED – A user friendly SAS macro application. – *Proceedings of 2007 SAS Global Forum April 16-18 Orlando FL paper* 191-2007.
- FOSTER, B.L., KINDSCHER, K., HOUSEMAN, G.R. & MURPHY, C.A. (2009): Effects of hay management and native species sowing on grassland community structure, biomass, and restoration. – *Ecological Applications* 19(7): 1884-1896.
- FRITSCH, M. (2008): Vegetationsanalyse, abiotische Faktoren und Möglichkeiten der Restitution im Hessischen Ried. – Darmstadt (TU Darmstadt, Fachbereich Biologie – Diplomarbeit), 114 S.
- FRITSCH, M., & STORM, C. (2011): Entwicklung der Ried-Flächen im E+E-Vorhaben „Ried und Sand“: Vegetation und ausgewählte Tiergruppen. – In: SÜSS, K., STORM, C. & SCHWABE, A. (2011): Ried und Sand: Biotopverbund und Restitution durch extensive Landbewirtschaftung. – Münster (Landwirtschaftsverlag). – *Naturschutz und Biologische Vielfalt*, 110: 87-136.
- GAISLER, J., HEJCMAN, M. & PAVLŮ, V. (2004): Effect of different mulching and cutting regimes on the vegetation of upland meadows. – *Plant Soil Environment* 50: 324-331.
- GAISLER, J., PAVLŮ, V. & HEJCMAN, M. (2006): Effect of mulching and cutting on weedy species in an upland meadow. – *Journal of Plant Diseases and Protection, Sonderheft* 20: 831-836.
- GARNIER, E. & VANCAEYZEELE, S. (1994): Carbon and nitrogen content of congeneric annual and perennial grass species: relationship with growth. – *Plant, Cell and Environment* 17: 399-407.
- GERARD, M., EL KAHLOUN, M., MERTENS, W., VERHAGEN, B. & MEIRE, P. (2008a): Impact of flooding on potential and realized grassland species richness. – *Plant Ecology* 194: 85-98.
- GERARD, M., EL KAHLOUN, M., RYMEN, J., BEAUCHARD, O. & MEIRE, P. (2008b): Importance of mowing and flood frequency in promoting species richness in restored floodplains. – *Journal of Applied Ecology* 45: 1780-1789.
- GILLMAN, L.N. & WRIGHT, S.D. (2006): The influence of productivity on the species richness of plants: A critical assessment. – *Ecology* 87(5): 1234-1243.

-
- GOEBEL, W. (1995): Die Vegetation der Wiesen, Magerrasen und Rieder im Rhein-Main-Gebiet. – *Dissertationes Botanicae* 237. J. Cramer, Stuttgart.
- GRACE, J.B. (1999): The factors controlling species density in herbaceous plant community: an assessment. – *Perspectives in Plant Ecology and Systematics* 2(1): 1-28.
- GRIME, J.P. (1973): Competitive exclusion in herbaceous vegetation. – *Nature* 242: 344-347.
- GRIME, J.P. (1979): Plant strategies and vegetation processes. – John Wiley and Sons. Chichester, UK.
- GRIME, J.P. (2001): Plant strategies, vegetation processes and ecosystem properties. 2nd. ed. – Wiley, Chichester, UK.
- GROOTJANS, A.P., ADEMA, E.B., BLEUTEN, W., JOOSTEN, H., MADARAS, M. & JANAKOVA, M. (2006): Hydrological landscape settings of base-rich fen mires and fen meadows: an overview. – *Applied Vegetation Science* 9: 175-184.
- GROOTJANS, A.P., BAKKER, J.P., JANSEN, A.J.M. & KEMMERS, R.H. (2002): Restoration of brook valley meadows in the Netherlands. – *Hydrobiologia* 478: 149-170.
- GROOTJANS, A.P. & TEN KLOOSTER (1980): Changes of groundwater regime in wet meadows. – *Acta Botanica Neerlandica* 29: 541-554.
- GROSSE-BRAUCKMANN, G., MALCHOW M. & STREITZ, B. (1990): Makrofossil- und pollenanalytische Befunde vom Altneckarbett bei Riedstadt-Goddellau. – Aus: WAGNER, P.: Die Holzbrücken bei Riedstadt-Goddellau, Kreis Groß-Gerau. *Materialien Vor- und Frühgeschichte Hessen* 5: 111-132. Wiesbaden.
- GÜSEWELL, S. (2004): N:P ratios in terrestrial plants: variation and functional significance. – *New Phytologist* 164: 243-266.
- GÜSEWELL, S. & KOERSELMAN, W. (2002): Variation in nitrogen and phosphorus concentrations of wetland plants. – *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 5: 37-61.
- GÜSEWELL, S., KOERSELMAN, W. & VERHOEVEN, J.T.A. (2003): Biomass N:P ratios as indicators of nutrient limitation for plant populations in wetlands. – *Ecological Applications* 13(2): 372-384.
- HALADA, L., EVANS, D., ROMÃO, C. & PETERSEN, J.-E. (2011): Which habitats of European importance depend on agricultural practices? – *Biodiversity Conservation* 20: 2365-2378.
- HECTOR, A., SCHMID, B., BEIERKUHNLEIN, C., CALDEIRA, M.C., DIEMER, M., DIMITRAKOPOULOS, P.G., FINN, J.A., FREITAS, H., GILLER, P.S., GOOD, J., HARRIS, R., HÖGBERG, P., HUSS-DANELL, K., JOSHI, J., JUMPPONEN, A., KÖRNER, C., LEADLEY, P.W., LOREAU, M., MINNS, A., MULDER, C.P.H., O'DONOVAN, G., OTWAY, S.J., PEREIRA, J.S., PRINZ, A., READ, D.J., SCHERE-LORENZEN, M., SCHULZE, E.-D., SIAMANTZIOURAS, A.-S.D., SPEHN, E.M., TERRY, A.C., TROUMBIS, A.Y., WOODWARD, F.I., YACHI, S. & LAWTON, J.H. (1999): Plant diversity and productivity experiments in European grasslands. – *Science* 286: 1123-1127.
- HEDBERG, P. & KOTOWSKI, W. (2010): New nature by sowing? The current state of species introduction in grassland restoration, and the road ahead. – *Journal of Nature Conservation* 18: 304-308.

-
- HELLSTRÖM, K., HUHTA, A.-P., RAUTIO, P. & TUOMI J. (2009): Seed introduction and gap creation facilitate restoration of meadow species richness. – *Journal of Nature Conservation* 17: 236-244
- HESSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG (Hrsg.) (1990): Bodenkarte der nördlichen Oberrheinebene 1:50000 in zwei Blättern. – Wiesbaden.
- HESSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, LÄNDLICHEN RAUM UND VERBRAUCHERSCHUTZ (Hrsg.) (2005): Das Hessische Ried zwischen Vernässung und Trockenheit: eine komplexe wasserwirtschaftliche Problematik. – Wiesbaden.
- HÖLZEL, N. (2005): Seedling recruitment in flood-meadow species: The effects of gaps, litter and vegetation matrix. – *Applied Vegetation Science* 8: 115-124.
- HÖLZEL, N. & OTTE, A. (2003): Restoration of a species-rich flood meadow by topsoil removal and diaspore transfer with plant material. – *Applied Vegetation Science* 6: 131-140.
- HÖLZEL, N. & OTTE, A. (2004): Ecological significance of seed germination characteristics in flood-meadow species. – *Flora* 199: 12-24.
- HOOPER, D.U., CHAPIN III, F.S., EWEL, J.J., HECTOR, A., INCHAUSTI, P., LAVOREL, J.L., LAWTON, J.H., LODGE, D.M., LOREAU, M., NAEEM, S., SCHMID, H., SYMSTAD, A.J., VANDERMEER, J. & WARDLE, D.A. (2005): Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge. – *Ecological Monographs* 75(1): 3-35.
- HOPKINS, A., GILBEY, J., DIBB, C., BOWLING, P.J. & MURRAY, P.J. (1990): Response of permanent and reseeded grassland to fertilizer nitrogen. 1. Herbage production and herbage quality. – *Grass and Forage Science* 45: 43-55.
- HOPKINS, A., PYWELL, R.F., PEEL, S., JOHNSON, R.H. & BOWLING, P.J. (1999): Enhancement of botanical diversity of permanent grassland and impact on hay production in environmentally sensitive areas in the UK. – *Grass and Forage Science* 54: 163-173.
- HOUSEMAN, G.R., & GROSS, K.L. (2006): Does ecological filtering across a productivity gradient explain variations in species pool-richness relationship? – *Oikos* 115: 148-154.
- HOUSEMAN, G.R. & GROSS, K.L. (2011): Linking grassland plant diversity to species pools, sorting and plant traits. – *Journal of Ecology* 99: 464-472.
- ISSELSTEIN, J., TALLOWIN, J.R.B. & SMITH, R.E.N. (2002): Factors affecting seed germination and seedling establishment of fen-meadow species. – *Restoration Ecology* 10: 173-184.
- JACQUEMYN, H., VAN MECHELEN, C., BRYN, R. & HONNAY, O. (2011): Management effects on the Vegetation and soil seed bank of calcareous grasslands: An 11-year experiment. – *Biological Conservation* 144: 416-422.
- JANSEN, A.J.M. & ROELOFS, J.G.M. (1996): Restoration of *Cirsio-Molinietum* wet meadows by sod cutting. – *Ecological Engineering* 7: 279-298.
- JANSEN, A.J.M., EYSINK, F.T.W. & MAAS, C. (2001): Hydrological processes in a *Cirsio-Molinietum* fen meadow: implications for restoration. – *Ecological Engineering* 17: 3-20.

-
- JANSSENS, F., PEETERS, A., TALLOWIN, J.R.B., BEKKER, R.M., FILLAT, F. & OOMES, M.J.M. (1998): Relationship between soil chemical factors and grassland diversity. – *Plant and Soil* 202: 69-78.
- JESCHKE, M. & KIEHL, K. (2008): Effects of a dense moss layer on germination and establishment of vascular plants in newly created calcareous grasslands. – *Flora* 203: 557-566.
- KIEHL, K., KIRMER, A., DONATH, T.W., RASRAN, L. & HÖLZEL, N. (2010): Species introduction in restoration projects – Evaluation of different techniques for the establishment of semi-natural grasslands in Central and Northwestern Europe. – *Basic and Applied Ecology* 11: 285-299.
- KIEHL, K. & PFADENHAUER, J. (2007): Establishment and persistence of target species in newly created calcareous grassland on former arable fields. – *Plant Ecology* 189: 31-48.
- KIRCHGESSNER, M. (2008): *Tierernährung*. 11. Aufl. – Frankfurt (DLG-Verlags-GmbH), 582 S.
- KIRKHAM, F.W. & WILKINS, R.J. (1994): The productivity and response to inorganic fertilizers of species-rich wetland hay meadows on the Somerset Moors: the effect of nitrogen, phosphorus and potassium on herbage production. – *Grass and Forage Science* 49: 163-175.
- KIRKHAM, F.W. & TALLOWIN, J.R.B. (1995): The influence of cutting date and previous fertilizer treatment on the productivity and botanical composition of species-rich hay meadows on the Somerset Levels. – *Grass and Forage Science* 50: 365-377.
- KLEYER, M., BEKKER, R.M., KNEVEL, I.C., BAKKER, J.P., THOMPSON, K., SONNENSCHNEIN, M., POSCHLOD, P., VAN GROENENDAEL, J.M., KLIMEŠ, L., KLIMEŠOVÁ, J., KLOTZ, S., RUSCH, G.M., HERMY, M., ADRIAENS, D., BOEDELTE, G., BOSSUYT, B., DANNEMANN, A., ENDELS, P., GÖTZENBERGER, L., HODGSON, J.G., JACKEL, A.-K., KÜHN, I., KUNZMANN, D., OZINGA, W.A., RÖRMERMANN, C., STADLER, M., SCHLEGELMILCH, J., STEENDAM, H.J., TACKENBERG, O., WILMANN, B., CORNELISSEN, J.H.C., ERIKSSON, O., GARNIER, E. & PECO, B. (2008): The LEDA Traitbase: a database of life-history traits of the Northwest European flora. – *Journal of Ecology* 96, 1266-1274.
- KLIMEŠ, L., JONGEPIEROVÁ, I., DOLEŽAL, J. & KLIMEŠOVÁ, J. (2010): Restoration of a species-rich meadow on arable land by transferring meadow blocks. – *Applied Vegetation Science* 13: 403-411.
- KLIMKOWSKA, A., KOTOWSKI, W., VAN DIGGELEN, R., GROOTJANS, A.P., DZIERZA, P. & BRZEZINSKA, K. (2010): Vegetation re-development after fen meadow restoration by topsoil removal and hay transfer. – *Restoration Ecology* 18(6): 924-933.
- KLIMKOWSKA, A., VAN DIGGELEN, R., BAKKER, J.P. & GROOTJANS, A.P. (2007): Wet meadow restoration in Western Europe: A quantitative assessment of the effectiveness of several techniques. – *Biological Conservation* 140: 318-328.
- KOERSELMAN, W. & MEULEMAN, M. (1996): The vegetation N:P ratio: a new tool to detect the nature of nutrient limitation. – *Journal of Applied Ecology* 33: 1441-1450.
- KONINGS, H., VERHOEVEN, J.T.A. & DE GROOT, R. (1992): Growth characteristics and seasonal allocation patterns of biomass and nutrients in *Carex* species growing in floating fens. – *Plant and Soil* 147: 183-196.

-
- KOPERSKI, M., SAUER, M., BRAUN, W. & GRADSTEIN, S.R. (2000): Referenzliste der Moose Deutschlands. – Schriftenreihe für Vegetationskunde 34: 1-519.
- KOPP, P. (2006): Historische Entwicklung der Kulturlandschaft im Gebiet des Planungsverbandes Ballungsraum Frankfurt/ Rhein-Main mit Angabe typischer kulturhistorischer Landschaftselemente (KHLEs).
- KORN, S. VON (2001): Schafe in Koppel- und Hütelhaltung. – Stuttgart (Ulmer Verlag), 214 S.
- KOTOROVÀ, I. & LEPŠ, J. (1999): Comparative ecology of seedling recruitment in an oligotrophic wet meadow. – *Journal of Vegetation Science* 10: 175-186.
- KRAUSE, B., CULMSEE, H., WESCHE, K., BERGMEIER, E. & LEUSCHNER, C. (2011): Habitat loss of floodplain meadows in north Germany since the 1950s. – *Biodiversity Conservation* 20: 2347-2364.
- KÜCHLER, H., GRÜNIG, A., HANGARTNER, R. & KÜCHLER, M. (2009): Vegetation change and effects of cattle grazing in the transition mire "Burgmoos". – *Botanica Helvetica* 119: 95-104.
- KUHPFAHL, H.-G., MEISL, S. & KÜMMERLE, E. (1972): Erläuterungen zur geologischen Karte von Hessen 1:25000 Blatt 6217 Zwingenberg an der Bergstrasse. – Hessisches Landesamt für Bodenforschung, Wiesbaden.
- LAANISTO, L., URBAS, P. & PÄRTEL, M. (2008): Why does the unimodal species richness-productivity relationship not apply to woody species: a lack of clonality or a legacy of tropical evolutionary history. – *Global Ecology and Biogeography* 17: 320-326.
- LANTA, V., DOLEŽAL, J., LANTOVÁ, P., KELIŠEK, J. & MUDRÁK, O. (2009): effects of pasture management and fertilizer regimes on botanical changes in species-rich mountain calcareous grassland in Central Europe. – *Grass and Forage Science* 64: 443-453.
- LEISS, K.A. (2011): Management practices for control of ragwort species. – *Phytochemistry Reviews* 10(1): 153-163.
- LENSSEN, J.P.M., TEN DOLLE, G.E. & BLOM, C.W.P.M. (1998): The effect of flooding on the recruitment of reed marsh and tall forb plant species. – *Plant Ecology* 139: 13-23.
- LEWIS, D., HILL, K.J. & ANNISON, E.F. (1957): Studies on the portal blood of sheep 1. Absorption of ammonia from the rumen of the sheep. – *Biochemical Journal* 66(4): 587-592.
- LI, J., LIN, S., TAUBE, F., PAN, Q. & DITTERT, K. (2011): Above and belowground net primary productivity of grassland influenced by supplemental water and nitrogen in Inner Mongolia. – *Plant Soil* 340: 253-264.
- LITTELL, R.C., HENRY, P.R. & AMMERMAN, C.B. (1998). Statistical analyses of repeated measures data using SAS procedures. – *Journal of Animal Science* 76, 1216-1231.
- LITTELL, R.C., MILLIKEN, G.A., STROUP, W.W. & WOLFINGER, R.D. (2000). SAS System for mixed models. – SAS Institute Inc., Cary, NC, USA.
- LITTELL, R.C., MILLIKEN, G.A., STROUP, W.W., WOLFINGER, R.D. & SCHABENBERGER, O. (2006): SAS for Mixed Models. 2nd ed.. – SAS Institute Inc, Cary NC.

-
- LOEB, R. KUIJPERS, L. PETERS, R.C.J.H., LAMERS, L.P.M. & ROELOFS, J.G.M. (2009): Nutrient limitation along eutrophic rivers? Roles of N, P and K input in a species-rich floodplain hay meadow. – *Applied Vegetation Science* 12: 362-375.
- LUFA (LANDWIRTSCHAFTLICHE UNTERSUCHUNGS- UND FORSCHUNGSANSTALT) (2010): Auswertungen der Grassilage-Ernte 2009. – www.lufa-nord-west.de
- MÄHRLEIN, A. (2004): Agrarwirtschaftliche Untersuchungen in „neuen Hudelandschaften“ bei naturschutzkonformer Extensivbeweidung mit Rindern und Schafen. – In SCHWABE, A. & KRATOCHWIL, A. (Hrsg.) (2004): Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? – *NNA Berichte* 17(1): 1-237.
- MATUS, G., VERHAGEN, R., BEKKER, R.M. & GROOTJANS, A.P. (2003): Restoration of the *Cirsio dissecti-Molinietum* in The Netherlands: Can we rely on soil seed banks? – *Applied Vegetation Science* 6: 73-84.
- MARQUARD, E., WEIGELT, A., TEMPERTON, V.M., ROSCHER, C., SCHUMACHER, J., BUCHMAN, N., WEISSER, W.W. & SCHMID, B. (2009): Plant species richness and functional composition drive overyielding in a six-year grassland experiment. – *Ecology* 90: 3290-3302.
- METERA, E., SAKOWSKI, T., SLONIEWSKI, K. & ROMANWICZ, B. (2010): Grazing as a tool to maintain biodiversity of grassland – a review. – *Animal Science Papers and Reports* 28: 315-334.
- MIKOLA, J., SETÄLÄ, H., VIRKAJÄRVI, P., SAARIJÄRVI, K., ILMARINEN, K., VOIGT, W. & VESTBERG, M. (2009): Defoliation and patchy nutrient return drive grazing effects on plant and soil properties in a dairy pasture. – *Ecological Monographs* 79(2): 221-244.
- MITTELBACH, G.G., STEINER, C.F., SCHEINER, S.M., GROSS, K.L., REYNOLDS, H.L., WAIDE, R.B., WILLIG, M.R., DODSON, S.I. & GOUGH, L. (2001): What is the observed relationship between species richness and productivity? – *Ecology* 82(9): 2381-2396.
- MONY, C., MERCIER, E., BONIS, A. & BOUZILLÉ, J.B. (2010): Reproductive strategies may explain plant tolerance to inundation: A mesocosm experiment using six marsh species. – *Aquatic Botany* 92: 99-104.
- MOUNTFORD, J.O., ROY, D.B., COOPER, J.M., MANCHESTER, S.J., SWETNAM, R.D. & WARMAN, E.A. (2000): Targeting habitat restoration: methods and application to lowland wet grassland. – *Aspects of Applied Biology* 58: 255-262.
- ÖSTER, M., ASK, K., COUSINS, S.A.O. & ERIKSSON, O. (2009): Dispersal and establishment limitation reduces the potential for successful restoration of semi-natural grassland communities on former arable fields. – *Journal of Applied Ecology* 46: 1266-1274.
- OHEIMB, G. VON, EISCHED, I., FINCK, P., GRELL, H., HÄRDTLE, W., MIERWALD, U., RIECKEN, U. & SANDKÜHLER, J. (2006): Halboffene Weidelandschaft Höltingbaum: Perspektiven für den Erhalt und die naturverträgliche Nutzung von Offenlandlebensräumen. – Münster (Landwirtschaftsverlag). – *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 36, 280 S.
- OLDE VENTERINK, H., WASSEN, M.J., VERKROOST, A.W.M. & DE RUITER, P.C. (2003): Species richness-productivity patterns differ between N-, P-, and K-limited wetlands. – *Ecology* 84(8): 2191-2199.

-
- PÄRTEL, M., BRUUN, H.H. & SAMMUL, M. (2005): Biodiversity in temperate European grasslands: origin and conservation. – Proceedings of the 13th International Occasional Symposium of the European Grassland Federation.
- PÄRTEL, M., ZOBEL, K., LAANISTO, L., SZAVA-KOVATS, R. & ZOBEL, M. (2010): The productivity-diversity relationship: varying aims and approaches. – *Ecology* 91(9): 2565-2567.
- PATZELT, A., MAYER, F. & PFADENHAUER, J. (1997): Renaturierungsverfahren zur Etablierung von Feuchtwiesenarten. – *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 27: 165-171.
- PATZELT, A., WILD, U. & PFADENHAUER, J. (2001): Restoration of wet fen meadows by topsoil removal: vegetation development and germination biology of fen species. – *Restoration Ecology* 9: 127-136.
- PAYNE, E. & MORRIS, J.G. (1969): The effect of protein content of the diet on the rate of urea formation in sheep liver. – *Biochemical Journal* 113: 659-662.
- POSCHLOD, P. & BIEWER, H. (2005): Diaspore and gap availability are limiting species richness in wet meadows. – *Folia Geobotanica* 40: 13-34.
- PRACH, K. (2008): Vegetation changes in a wet meadow complex during the past half-century. – *Folia Geobotanica* 43: 119-130.
- PRIES, M. & MENKE, A. (2005): Futterwerttabellen für Schafe. – Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen, www.landwirtschaftskammer.de
- PYANKOV, V.I., IVANOV, L.A. & LAMBERS, H. (2001): Chemical composition of the leaves of plants with different ecological strategies from the boreal zone. – *Russian Journal of Ecology* 32 (4): 221-229.
- RAMSEIER, D. (2000): Why remove the topsoil for fen restoration? – Influence of water table, nutrients and competitors on the establishment of four selected plant species. – *Bulletin of the Geobotanical Institute ETH* 66: 25-35.
- RASRAN, L., VOGT, K. & JENSEN, K. (2007): Effects of topsoil removal, seed transfer with plant material and moderate grazing on restoration of riparian fen grassland. – *Applied Vegetation Science* 10: 451-460.
- REDECKER, B., FINCK, P., HÄRDTLE, U. & RIECKEN, U. (Hrsg.) (2002): Pasture Landscapes and Nature Conservation. – Heidelberg (Springer Verlag), 450 S.
- RENNE, I.J. & TRACY, B.F. (2007): Disturbance persistence in managed grasslands: shifts in aboveground community structure and the weed seed bank. – *Plant Ecology* 190: 71-80.
- ROBERTS, H.A. (1981): Seedbanks in soil. – *Advances in Applied Biology* 6: 1-55.
- ROSEF, L. (2008): Germinable soil seed banks in abandoned grasslands in central and western Norway and their significance for restoration. – *Applied Vegetation Science* 11: 223-230.
- ROOK, A.J., DUMONT, B., ISSELSTEIN, J., OSORO, K., WALLIS DE VRIES, M.F., PARENTE, G. & MILLS, J. (2004): Matching type of livestock to desired biodiversity outcomes in pastures – a review. – *Biological Conservation* 119: 137-150.

-
- ROSENTHAL, G., (2000). Zielkonzeptionen und Erfolgsbewertung von Renaturierungsversuchen in nordwestdeutschen Niedermooren anhand vegetationskundlicher und ökologischer Kriterien. – Habilitationsschrift. Universität Stuttgart: 230 S.
- ROSENTHAL, G. (2006): Restoration of wet grasslands - Effects of seed dispersal, persistence and abundance on plant species recruitment. – *Basic and Applied Ecology* 7: 409-421.
- ROSENTHAL, G., HILDEBRANDT, J., ZÖCKLER, C., HENGSTENBERG, M., MOSSAKOWSKI, D., LAKOMY, W. & BURFEINDT I. (1998): Feuchtgrünland in Norddeutschland. – Bonn - Bad Godesberg (Bundesamt für Naturschutz), 291 S.
- RYDGREN, K., NORDBAKKEN, J.-F., AUSTAD, I., AUESTAD, I. & HEEGAARD, E. (2010): Recreating semi-natural grasslands: A comparison of four methods. – *Ecological Engineering* 36: 1672-1679.
- SAND-JENSEN, K., PEDERSEN, M.F. & LAURENTIUS, S. (1992): Photosynthetic use of inorganic carbon among primary and secondary plants in streams. – *Freshwater Biology* 27: 283-293.
- SCHEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P. (2009): Lehrbuch der Bodenkunde. 16. Aufl. – München (Spektrum Akademischer Verlag), 593 S.
- SCHLEY, L. & LEYTEM, M. (2004): Extensive Beweidung mit Rindern im Naturschutz: eine kurze Literaturschau hinsichtlich der Einflüsse auf die Biodiversität. – *Bulletin de la Société de Naturalistes Luxembourgeois* 105: 65-85.
- SCHÖNWIESE, C.-D. (2008): Klimatologie. 3.Aufl. – Stuttgart (UTB-Verlag), 472 S.
- SCHRAUTZER, J., ASSHOFF, M. & MÜLLER, F. (1996): Restoration strategies for wet grasslands in Northern Germany. – *Ecological Engineering* 7: 255-278.
- SCHRAUTZER, J. & TREPEL, M. (1997): Wechselwirkungen zwischen bodenphysikalischen Parametern, Grundwasserdynamik und der Vegetationszusammensetzung in unterschiedlich stark genutzten Niedermoor-Ökosystemen. – *Feddes Repertorium* 108: 119-137.
- SCHÜTZ, W. & RAVE, G. (1999): The effect of cold stratification and light on the seed germination of temperate sedges (*Carex*) from various habitats and implications for regenerative strategies. – *Plant Ecology* 144: 215-230.
- SCHWABE, A., ZEHEM, A., NOBIS, M., STORM, C. & SÜß, K. (2004): Auswirkungen von Schaf-Erstbeweidung auf die Vegetation primäre basenreicher Sand-Ökosysteme. – In: SCHWABE, A. & KRATOCHWIL, A. (Hrsg.) (2004): Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? – *NNA Berichte* 17(1): 1-237.
- SOOMERS, H., WINKEL, D.N., DU, Y. & WASSEN, M.J. (2010): The dispersal and deposition of hydrochorous plant seeds in drainage ditches. – *Freshwater Biology* 55: 2032-2046.
- ŠPAČKOVÁ, I., KOTOROVÁ, I. & LEPŠ, J. (1998): Sensitivity of seedling recruitment to moss, litter and dominant removal in an oligotrophic wet meadow. – *Folia Geobotanica* 33: 17-30.

- SPEHN, E.M., HECTOR, A., JOSHI, J., SCHERER-LORENZEN, M., SCHMID, B., BAZELEY-WHITE, E., BEIERKUHNLEIN, C., CALDEIRA, M.C., DIEMER, M., DIMITRAKOPOULOS, P.G., FINN, J.A., FREITAS, H., GILLER, P.S., GOOD, J., HARRIS, R., HÖGBERG, P., HUSS-DANELL, K., JUMPPONEN, A., KORICHEVA, J., LEADLEY, P.W., LOREAU, M., MINNS, A., MULDER, C.P.H., O'DONOVAN, G., OTWAY, S.J., PALMBORG, C., PEREIRA, J.S., PFISTERER, A.B., PRINZ, A., READ, D.J., SCHULZE, E.-D., SIAMANTZIOURAS, A.-S.D., TERRY, A.C., TROUMBIS, A.Y., WOODWARD, F.I., YACHI, S. & LAWTON, J.H. (2005): Ecosystem effects of biodiversity manipulations in European grasslands. – *Ecological Monographs* 75(1): 37-63.
- STEINLEIN, T., HEILMEISTER, H. & SCHULZE, E.-D. (1993): Nitrogen and carbohydrate storage in biennials originating from habitats of different resource availability. – *Oecologia* 93: 374-382.
- STRIKER, G.G., MOLLARD, F.P.O., GRIMOLDI, A.A., LEON, R.J.C. & INSAUSTI, P. (2011): Trampling enhances the dominance of graminoids over forbs in flooded grassland mesocosms. – *Applied Vegetation Science* 14: 95-106.
- STROH, M. (2006): Vegetationsökologische Untersuchungen zur Restitution von Sand-Ökosystemen. – Darmstadt (TU-Darmstadt, Fachbereich Biologie – Dissertation), 129 S.
- STROH, M. & DIETZE, E. (2011): Projektstruktur, -verlauf und Maßnahmen aus Sicht des Projektträgers „Hauptverfahren“ (Landkreis Darmstadt-Dieburg). – In: SÜSS, K., STORM, C. & SCHWABE, A. (2011): Ried und Sand: Biotopverbund und Restitution durch extensive Landbewirtschaftung. – Münster (Landwirtschaftsverlag). – *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 110: 41-59.
- STROH, M., STORM, C. & SCHWABE, A. (2007): Untersuchung zur Restitution von Sandtrockenrasen: das Seeheim-Jugenheim-Experiment in Südhessen (1999 bis 2005). – *Tuexenia* 27: 287-306.
- STROH, M. & SÜSS, K. (2011): Beweidungsstruktur und Herdenmanagement im E+E-Vorhaben „Ried und Sand“. – In: SÜSS, K., STORM, C. & SCHWABE, A. (Bearb.): Ried und Sand: Biotopverbund und Restitution durch extensive Landbewirtschaftung. – Münster (Landwirtschaftsverlag). – *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 110: 61-67.
- SÜSS, K., FAUST, C. & SCHWABE, A. (2011a): Entwicklung der Vegetation von Leitbildflächen (Sand) im E+E-Vorhaben „Ried und Sand“. – In: SÜSS, K., STORM, C. & SCHWABE, A. (2011): Ried und Sand: Biotopverbund und Restitution durch extensive Landbewirtschaftung. – Münster (Landwirtschaftsverlag). – *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 110: 69-86.
- SÜSS, K., FRITSCH, M., BAUER, A. & EICHBERG, C. (2011b): Zusammenhänge zwischen Tierernährung und Naturschutzwert in Ried-Sand-Beweidungssystemen. – In: SÜSS, K., STORM, C. & SCHWABE, A. (2011): Ried und Sand: Biotopverbund und Restitution durch extensive Landbewirtschaftung. – Münster (Landwirtschaftsverlag). – *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 110: 261-296.
- SÜSS, K., STORM, C., ZIMMERMANN, K. & SCHWABE, A. (2007): The interrelationship between productivity, plant species richness and livestock nutrition: a question of scale? – *Applied Vegetation Science* 10: 169-182.

-
- SÜSS, K., STORM, C. & SCHWABE, A. (2011c): Ried und Sand: Biotopverbund und Restitution durch extensive Landbewirtschaftung. – Münster (Landwirtschaftsverlag). – Naturschutz und Biologische Vielfalt 110, 350 S.
- TALLOWIN, J.R.B. & JEFFERSON, R.G. (1999): Hay production from lowland semi-natural grasslands: a review of implications for ruminant livestock systems. – Grass and Forage Science 54: 99-115.
- TALLOWIN, J.R.B. & SMITH, R.E.N. (2001): Restoration of a *Cirsio-Molinietum* fen meadow on an agriculturally improved pasture. – Restoration Ecology 9: 167-178.
- TESSIER, J.T. & RAYNAL, D.J. (2003): Use of nitrogen to phosphorus ratios in plant tissue as an indicator of nutrient limitation and nitrogen saturation. – Journal of Applied Ecology 40: 523-534.
- THOMPSON, K., BAKKER, J.P. & BEKKER, R. (1997): The soil seed banks of North West Europe: Methodology, density and longevity. – Cambridge University Press. Cambridge.
- TILMAN, D. (1987): Secondary succession and the pattern of plant dominance along experimental nitrogen gradients. – Ecological Monographs 57(3): 189-214.
- TILMAN, D. (1993): Species richness of experimental productivity gradients: How important is colonization limitation? – Ecology 74(8): 2179-2191.
- TILLMAN, A.D. & SIDHU, K.S. (1969): Nitrogen metabolism in ruminants: Rate of ruminal ammonia production and nitrogen utilization by ruminants – A review. – Journal of Animal Science 28: 689-697.
- TÖRÖK, P., VIDA, E., DEÁK, B., LENGYEL, S. & TÓTHMÉRÉSZ, B. (2011): Grassland restoration on former croplands in Europe: an assessment of applicability of techniques and costs. – Biodiversity and Conservation 20: 2311-2332.
- TREWEEK, J.R., WATT, T.A. & HAMBLER, C. (1997): Integration of sheep production and nature conservation: Experimental management. – Journal of Environmental Management 50: 193-210.
- TRUEMAN, I., MITCHELL, D. & BESENYEI, L. (2007): The effects of turf translocation and other environmental variables on the vegetation of a large species-rich mesotrophic grassland. – Ecological Engineering 31: 79-91.
- VAN DER HOEK, D., VAN MIERLO, A.J.E.M. & VAN GROENENDAEL, J.M. (2004): Nutrient limitation and nutrient-driven shifts in plant species composition in a species-rich fen meadow. – Journal of Vegetation Science 15: 389-396.
- VAN DER HOEK, D. & SÝKORA, K.V. (2006): Fen-meadow succession in relation to spatial and temporal differences in hydrological and soil conditions. – Applied Vegetation Science 9: 185-194.
- VAN DE RIET, B.P., BARENDREGT, A., BROUNS, K., HEFTING, M.M. & VERHOEVEN, J.T.A. (2010): Nutrient limitation in species-rich *Calthion* grassland in relation to opportunities for restoration in a peat meadow landscape. – Applied Vegetation Science 13: 315-325.
- VAN DIGGELEN, R., MIDDLETON, B., BAKKER, J., GROOTJANS, A. & WASSEN, M. (2006): Fens and floodplains of the temperate zone: Present status, threats, conservation and restoration. – Applied Vegetation Science 9: 157-162.

-
- VAN DUREN, I.C. & PEGTEL, D.M. (2000): Nutrient limitations in wet, drained and rewetted fen meadows: evaluation of methods and results. – *Plant and Soil* 220: 35-47.
- VAN DUREN, I.C., STRYKSTRA, R.J., GROOTJANS, A.P., TER HEERDT, G.N.J. & PEGTEL, D.M. (1998): A multidisciplinary evaluation of restoration measures in a degraded *Cirsio-Molinietum* fen meadow. – *Applied Vegetation Science* 1: 115-130.
- VAN LOOY, K. (2011): Restoring river grasslands: Influence of soil, isolation and restoration technique. – *Basic and Applied Ecology* 12: 342-349.
- VDLUFA (1991): Methodenbuch. Band 1: Die Untersuchung von Böden. 4. ed. – Verband deutscher landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten. Darmstadt.
- VÉCRIN, M.P. & MULLER, S. (2003): Top-soil translocation as a technique in the re-creation of species-rich meadows. – *Applied Vegetation Science* 6: 271-278.
- VERHAGEN, R., KLOOKER, J., BAKKER, J.P. & VAN DIGGELEN, R. (2001): Restoration success of low-production plant communities on former agricultural soils after top-soil removal. – *Applied Vegetation Science* 4: 75–82.
- VERHOEVEN, J.T.A., KOERSELMAN, W. & MEULEMAN, A.F.M. (1996): Nitrogen- or phosphorus-limited growth in herbaceous, wet vegetation: relations with atmospheric inputs and management regimes. – *Trends in Ecology & Evolution* 11: 494-497.
- VITOVÁ, A. & LEPŠ, J. (2011): Eperimental assessment of dispersal and habitat limitation in an oligotrophic wet meadow. – *Plant Ecology* 212: 1231-1242.
- WAIDE, R.B., WILLIG, M.R., STEINER, C.F., MITTELBACH, G., GOUGH, L., DODSON, S.I., JUDAY, G.P. & PARMENTER, R. (1999): The relationship between productivity and species richness. – *Annual Review of Ecology and Systematics* 30: 257-300.
- WALKER, K.J., STEVENS, P.A., STEVENS, D.P., MOUNTFORD, J.O., MANCHESTER, S.J. & PYWELL, R.F. (2004): The restoration and re-creation of species-rich lowland grassland on land formerly managed for intensive agriculture in the UK. – *Biological Conservation* 119: 1-18.
- WALLIS DE VRIES, M.F., PARKINSON, A.E., DULPHY, J.P., SAYER, M. & DIANA, E. (2007): Effects of livestock breed and grazing intensity on biodiversity and production in grazing systems. 4. Effects on animal diversity. – *Grass and Forage Science* 62: 185-197.
- WARDA, M. & ROGALSKI, M. (2004): Grazing animals as an element of natural landscape. – *Annales of University of Maria Curie Skłodowska* 59(4): 1985-1991.
- WASSEN, M.J., OLDE VENTERINK, H., LAPSHINA, E.D. & TANNEBERGER, F. (2005): Endangered plants persist under phosphorus limitation. – *Nature* 437: 547-550.
- WEINER, C.N., WERNER, M., LINSENMAIR, K.E. & BLÜTHGEN, N. (2011): Land use intensity in grasslands: Changes in biodiversity, species composition and specialisation in flower visitor networks. – *Basic and Applied Ecology* 12: 292-299.
- WEISS J. (2011): Grundlagen der Tierernährung. – In: WEISS, J., PABST & GRANZ, S. (Hrsg.): Tierproduktion. 14. Aufl. – Stuttgart (Enke Verlag), 537 S.

-
- WELLSTEIN, C., OTTE, A. & WALDHARDT, R. (2007): Seed bank diversity in mesic grasslands in relation to vegetation type, management and site conditions. – *Journal of Vegetation Science* 18: 153-162.
- WESSELS, S., EICHBERG, C., STORM, C. & SCHWABE, A. (2008): Do plant-community-based grazing regimes lead to epizoochorous dispersal of high proportions of target species? – *Flora* 203: 304-326.
- WHITE, C.L., MASTERS, D.G., PETER, D.W., PURSER, D.B., ROE, S.P. & BARNES, M.J. (1992): A multi element supplement for grazing sheep. I. Intake, mineral status and production responses. – *Australian Journal of Agricultural Research* 43: 795-808.
- WISSKIRCHEN, R. & HAEUPLER, H. (1998): Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen. – Stuttgart (Ulmer Verlag), 765 S.
- XIONG, S., JOHANSSON, M.E., HUGHES, F.M.R., HAYES, A., RICHARDS, K.S. & NILSSON, C. (2003): Interactive effects of soil moisture, vegetation canopy, plant litter and seed addition on plant diversity in a wetland community. – *Journal of Ecology* 91: 976-986.
- ZHANG, Q., NIU, J., BUYANTUJEW, A., ZHANG, J., DING, Y. & DONG, J. (2011): Productivity-species richness relationship changes from unimodal to positive linear with increasing spatial scale in the Inner Mongolia steppe. – *Ecological Research* 26: 649-658.
- ZOBEL, M. (1997): The relative role of species pools in determining plant species richness: an alternative explanation of species coexistence? – *Trends in Ecology & Evolution* 12: 266-269.

Danksagung

Mein besonderer Dank gilt meiner Betreuerin, Frau Prof. Dr. Angelika Schwabe-Kratochwil, welche mich während der gesamten Promotion engagiert unterstützte und für wertvolle theoretische sowie praktische Hinweise bzw. Diskussionen zur Durchführung der Arbeit beratend zur Seite stand.

Herrn Prof. Dr. Nico Blüthgen danke ich für die Übernahme des Koreferates.

Weiter möchte ich mich bei Herrn Dr. Christian Storm für die Hilfe bedanken, welche er bei methodischen Fragen sowie bei Datenanalyse und statistischer Analyse gab. Seine hilfreichen Ideen und pragmatischen Lösungsvorschläge waren von großem Wert.

Ein großes Dankeschön an die gesamte Arbeitsgruppe Vegetation Ecology /Restoration Ecology für eine tolle Zusammenarbeit und eine schöne Zeit. Bei Frau Ursula Leborg möchte ich mich für die Hilfe im Labor bedanken, bei Dr. Christopher Faust und Dr. Karin Süss, meinen Bürokollegen, für die große Unterstützung und die interessanten, freundschaftlichen Gespräche.

Ich möchte mich bei allen Beteiligten des E+E-Vorhabens „Ried und Sand“ (gefördert durch das Bundesamt für Naturschutz mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) bedanken, da durch dieses Vorhaben die vorliegende Arbeit erst ermöglicht wurde. Besonders danke ich Dr. Michael Stroh von der unteren Naturschutzbehörde, Landkreis Darmstadt-Dieburg, für die stetige Bereitschaft Fragen das Projekt betreffend schnell und umfassend zu beantworten.

Großer Dank gebührt Herrn Rainer Stürz sowie Bettina Fay, die durch ihre unermüdliche Arbeit für die extensive Beweidung der Projektgebiete mit Schafen bzw. Rindern sorgten, eine unkomplizierte Kooperation ermöglichten und einen großen Beitrag zum Gelingen des Vorhabens leisteten.

Dr. Karsten Böger danke ich für Vegetationsaufnahmen der Riedgebiete, welche im Rahmen des E+E-Vorhabens erstellt wurden und in dieser Arbeit ausgewertet werden konnten. Juliane Drobnik möchte ich für die Bereitstellung ihrer Daten aus einer Diplomarbeit in der AG Vegetation Ecology /Restoration Ecology an der TUD über die Etablierung von Zielarten danken.

Der Werkstatt des FB Biologie sei herzlich für die Hilfe bei der Umrüstung und Reparatur von Feuchteloggern gedankt.

Ich möchte mich beim Regierungspräsidium Darmstadt für die Erteilung von Betretungsgenehmigungen geschützter Gebiete bedanken sowie beim Forstamt Groß-Gerau für die freundliche Kooperation.

Herrn K. H. Raab möchte ich für die gute Kooperation im Gebiet „Mönchbruch“ danken.

Zum Schluss möchte ich mich herzlichst bei meiner Familie, insbesondere bei meiner Mutter Renate Fritsch, für die Unterstützung während der gesamten Promotionszeit bedanken. Auch allen Freunden, besonders Daniel Perschbacher, die mich unterstützten oder mit Rat und Tat zur Seite standen, ein großes Dankeschön.

Lebenslauf

Name	Marcus Fritsch
Geburtsdatum	23.04.1977
Geburtsort	Weilburg
seit April 2008	Promotion am Institut Botanik der TU Darmstadt in der Arbeitsgruppe Vegetation Ecology /Restoration Ecology
2008	Diplomarbeit am Institut Botanik der TU Darmstadt, Arbeitsgruppe Vegetation Ecology /Restoration Ecology. Thema: Vegetationsanalyse, abiotische Faktoren und Möglichkeiten der Restitution im Hessischen Ried
1996-97, 1998-2008	Biologiestudium an der TU Darmstadt, Schwerpunktfächer: Pflanzenphysiologie, Ökologie, Spezielle Botanik
1996	Abitur, Allgemeine Hochschulreife
1993-1996	Gymnasium, Bachgauschule Babenhausen
1987-1993	Gesamtschule, Joachim-Schumann-Schule Babenhausen

Eidesstattliche Erklärung

Ich erkläre hiermit an Eides statt, dass ich die vorliegende Dissertation selbständig und nur mit den angegebenen Hilfsmitteln angefertigt habe. Ich habe noch keinen Promotionsversuch unternommen.

Darmstadt, 20. Februar 2012